

Aufklärung der Bodenverlagerung durch Bearbeitungserosion in Jungmoränenlandschaften

vorgelegt von
Diplom-Agraringenieurin
Barbara Kietzer
aus Seelow

von der Fakultät VI - Planen Bauen Umwelt
der Technischen Universität Berlin
zur Erlangung des akademischen Grades

Doktorin der Ingenieurwissenschaften
- Dr.-Ing. -

genehmigte Dissertation

Promotionsausschuss:

Vorsitzender: Prof. Dr. Martin Kaupenjohann

Gutachter: Prof. Dr. Gerd Wessolek

Gutachterin: Prof. Dr. Monika Frielinghaus (Leibniz-Zentrum für
Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg)

Gutachter: Dr. Gerald Kirchner (Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin)

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 25.06.2007

Berlin 2007

D 83

Aufklärung der Bodenverlagerung durch Bearbeitungserosion in Jungmoränenlandschaften

Bodenverlagerung spielt in Jungmoränenlandschaften eine bedeutende Rolle im Stoffhaushalt und führt zu einer Zunahme der Flächenheterogenität sowie typischer Musterbildung. Verschiedene Erosionsformen sind die Ursache dafür.

Die Gesamtbodenverlagerung und die Bodenneuverteilungsraten wurden beispielhaft an drei verschiedenen geformten Catenen mittels der Cäsium-137-Analyse ermittelt, mit adaptierten Modellen kalkuliert und der jeweilige Anteile der Verlagerung durch Bearbeitungs- oder Wassererosion geschätzt.

Hohe Cäsium-137-Werte (Sedimentakkumulation) wurden vorwiegend in ausgeprägten Senkenlagen, geringe Cäsium-137-Werte (Bodenabtrag) sowohl an konvexen Oberhangpositionen als auch an lang gestreckten Hangabschnitten gemessen, jeweils verglichen mit den Referenzflächen. Die unterschiedliche Topographie der Catenen verursachte differenzierte Verlagerungsprozesse.

An der Steilcatena (Catenatyp I der Sand-Hügel und Hänge mit anhydromorphen Böden) wurde ein relativ geringer Nettobodenabtrag kalkuliert. An dieser Catena spielten sowohl die Bearbeitungs- als auch die Wassererosion eine Rolle, allerdings im Verhältnis 7:1. Die mittlere Bodenneuverteilungsrate liegt bei einem geschätzten Verlust von ca. $-0,7 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

Am Streckhang der Flachcatena (Catenatyp III der mäßig bis schwach übersandeten Grundmoränen mit vorwiegend anhydromorphen Böden) erfolgte der Nettobodenabtrag vorrangig durch Wassererosion und betrug 93 % der Gesamtbodenverlagerung. Das Verhältnis der Bearbeitungs- zur Wassererosion betrug 1:13. Die mittlere Bodenneuverteilungsrate liegt bei einem geschätzten Verlust von ca. $-0,9 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

Für die zweite Steilcatena (Catenatyp IV der lehmigen Grundmoränen mit vorwiegend anhydromorphen Böden) konnten keine signifikanten Aussagen getroffen werden.

Die wichtigsten Bodenbearbeitungswerkzeuge wurden hinsichtlich ihrer transportauslösenden Wirkung und Translokation bei Hangbearbeitung untersucht. Hierzu wurden die Geräte Scharpflug, Grubber und Scheibenegge im Feldexperiment bei der Bearbeitung hangauf- und hangabwärts getestet. Die durchschnittliche Translokation wurde durch Veränderung der Tracerkonzentration (gefärbter Kies mit vergleichbarer Dichte und Größe wie Bodenaggregate) nach den Bearbeitungsgängen ermittelt.

Die Pflugschare bewegten eine relativ große Bodenmenge über eine kurze Distanz; die Grubber- und Scheibeneggenwerkzeuge verlagerten eine vergleichsweise kleine Bodenmenge über eine größere Distanz. Die Differenzen ergaben sich aus der Form und Anordnung der Bearbeitungswerkzeuge sowie der Tiefe und Geschwindigkeit der Bearbeitungsoperationen. Alle untersuchten Werkzeuge lösten Bodenverlagerung aus. Die Verlagerung betrug beim Pflug $127 \pm 39 \text{ kg m}^{-1}$, beim Grubber $89 \pm 27 \text{ kg m}^{-1}$ und bei der Scheibenegge $15 \pm 5 \text{ kg m}^{-1}$.

Der Bearbeitungstransportkoeffizient k als Maß für den Bodenverlust an Hängen, in den die jeweilige Bearbeitungstiefe, die Bodenlagerungsdichte sowie ein Koeffizient aus mittlerer Verlagerungsentfernung und Hanggradient eingeht, konnte nur für die Grubberbearbeitung signifikant nachgewiesen werden.

Kietzer, Barbara

Investigation of soil translocation caused by tillage erosion in Young Moraine Landscapes of North-East Germany

Abstract

Soil translocation caused by different soil erosion forms is one of the most important factor in the balance of matter and the increasing of soil landscape heterogeneity. The result is the typical pattern of soil landscapes in the Young Moraine regions of North-East Germany.

The total soil translocation by water erosion and tillage erosion and the soil redistribution were investigated on 3 slopes characterised by topography as different catena types.

The concentration of the tracer caesium-137 in soil profiles was compared with the concentration in reference profiles (permanent grass land). This allowed the calculation of sediment transport by water erosion and tillage erosion as well as the test of soil redistribution models.

High caesium-137-contents (deposition) estimated on concave slope segments and depressed areas characterize sediment deposition and accumulation areas. Low caesium-137-contents (erosion) estimated on convex upper slope positions and uniform straight slopes characterise soil loss areas.

The different topography of the catena types was the determining factor for the kind of translocation.

A relative low net soil loss was calculated for the catena typ I (catena with steep slopes and sandy soils). The relationship of the soil translocation due to tillage erosion and due to water erosion of about 7:1.

The net soil loss calculated on the uniform straight slopes of the catena typ III (catena with low inclined slopes and loamy sandy soils) resulted in a predominantly soil translocation by water erosion (93 % of the total soil translocation). The relationship of the soil loss caused by tillage erosion and water erosion was about 1:13.

To characterize the soil translocation by tillage operations with mouldboard plough, field cultivator and disk, the tools were tested in a field experiment. The used tracer were coloured gravels. The soil translocation was estimated by change of the tracer concentration after tillage operations.

The translocated soil mass caused by mouldboard plough was $127 \pm 39 \text{ kg m}^{-1}$, by field cultivator $89 \pm 27 \text{ kg m}^{-1}$ and by disc tools $15 \pm 5 \text{ kg m}^{-1}$.

The tillage transport coefficient k as a tillage erosion intensity parameter (a coefficient of tillage deepness, soil compaction, translocation distance and slope gradient) was significant higher for the cultivator operation

Danksagung

Mein Dank gilt der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Bewilligung und Förderung des Projektes über drei Jahre.

Besonders bedanken möchte ich mich bei meinen Betreuern Frau Prof. Dr. Frielinghaus sowie Herrn Prof. Dr. Wessolek von der Technischen Universität in Berlin, Fakultät VI, für die Unterstützung bei der Bearbeitung des Themas sowie die zahlreichen Anregungen, wertvollen Hinweise und die fachlichen Diskussionen bei der Erstellung der Arbeit.

Herrn Dr. Kirchner und Herrn Uwe Schkade sowie den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern vom Bundesamt für Strahlenschutz in Berlin, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, insbesondere Frau Behrend und Frau Siwula, gilt mein großer Dank für die Durchführung der Cäsiumuntersuchungen und die intensive Zusammenarbeit, verbunden mit anregenden und kritischen fachlichen Diskussionen.

Für die Unterstützung bei der Durchführung der Versuche und der Anfertigung dieser Arbeit bedanke ich mich bei den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Instituts für Bodenlandschaftsforschung des Leibniz-Zentrums für Agrarlandschaftsforschung (ZALF e.V.) in Müncheberg, besonders bei Herrn Klaus Seidel und Frau Andrea Neumann sowie den in dieser Zeit tätigen ABMern und Mitarbeiterinnen des Labors, ohne die die umfangreiche Beprobung und Probeaufbereitung nicht möglich gewesen wäre.

Weiterhin bedanke ich mich für die umfangreiche Hilfe bei der Versuchsdurchführung und Probenaufbereitung bei den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Forschungsstation Landwirtschaft in Müncheberg (ZALF e.V.).

Meiner Familie danke ich für die Toleranz während der Anfertigung der Promotionsschrift.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	4
2	Stand des Wissens	6
2.1	Rolle und Ausmaß der erosionsbedingten Bodenverlagerung bei der Entstehung und Veränderung der Jungmoränenlandschaft	6
2.1.1	Entstehung und Gliederung der Jungmoränenlandschaft	6
2.1.2	Böden und Relief	7
2.1.3	Nutzung und ihre Folgen	8
2.1.4	Catenatypisierung.....	9
2.2	Rolle der Bodenverlagerungsprozesse in Agrarlandschaften	9
2.2.1	Bodenverlagerungsprozesse an Hängen	9
2.2.2	Bearbeitungserosion.....	11
2.2.3	Anteil der Bodenverlagerung infolge der Bearbeitung am Gesamtbodenverlagerungsprozess	12
2.2.4	Auswirkungen der Bearbeitungserosion auf die Böden und ihre Fruchtbarkeit ..	12
2.3	Möglichkeiten der Quantifizierung der mittel- und kurzfristigen Transport- und Verlagerungsergebnisse mittels Tracer	14
2.3.1	Der Tracer Cäsium – Herkunft und Verhalten im Boden	14
2.3.2	Gammaspektrometrische Bestimmung der Cäsium-137-Aktivität	17
2.3.3	Plausibilitätsprüfung der Ergebnisse der Cäsium-137-Bestimmung mit Hilfe natürlicher Radionuklide	18
2.3.4	Cäsium-Technik – Anwendung in der Bodenforschung	18
2.3.5	Tracer zur Bestimmung der mechanischen Bodenbewegung durch Bodenbearbeitung	19
2.4	Modellentwicklung zur Analyse von Landschaftsräumen	20
2.4.1	Modelle zur Ermittlung der Bodenverlagerung (auf der Grundlage der Daten der Cäsium-137-Untersuchungen).....	22
2.4.2	Modelle zur Beschreibung der Bodentransportrate durch Bodenbearbeitung ..	24
3	Ziele der vorliegenden Arbeit	27
4	Material und Methoden.....	29
4.1	Standortauswahl	29
4.1.1	Untersuchungsstandorte der langjährigen Bodenverlagerung.....	29
4.1.2	Untersuchungsstandort zur Bestimmung der Transportraten ausgewählter Bearbeitungswerkzeuge	34
4.2	Probenahme und Analyse	35
4.2.1	Spezielle Untersuchungen mit dem Tracer Cäsium-137	35
4.2.2	Spezielle Untersuchungen im Feldexperiment	36
4.2.3	Modellauswahl.....	39
4.2.4	Statistische Verrechnung	39

5	Ergebnisse und deren Diskussion	40
5.1	Quantifizierung der Bodenverlagerung durch die verschiedenen Bearbeitungswerkzeuge auf Basis des Feldversuches	40
5.1.1	Kennwerte der Bodenverlagerung	40
5.1.2	Ergebnisse zur Bearbeitung mit der Scheibenegge	40
5.1.3	Ergebnisse zur Bearbeitung mit dem Grubber	45
5.1.4	Ergebnisse zur Bearbeitung mit dem Pflug	49
5.2	Analyse der Wirkung ausgewählter Bearbeitungswerkzeuge auf die Bodenverlagerungsprozesse	53
5.2.1	Wirkung der Bearbeitungswerkzeuge im Feldversuch Müncheberg.....	53
5.2.2	Vergleichende Beurteilung der Wirkung der Bearbeitungswerkzeuge an verschiedenen Standorten	56
5.3	Sedimentakkumulation nach langjähriger Bodenverlagerung ermittelt mit dem Tracer Cäsium-137	64
5.3.1	Bodenuntersuchungen an den ausgewählten Standorten.....	64
5.3.2	Cäsium-137-Untersuchungen an den ausgewählten Standorten	70
5.3.3	Vergleich der spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten der Referenzflächen und der Ackerflächen.....	84
5.3.4	Plausibilitätsprüfung der Cäsium-137-Bestimmung.....	84
5.3.5	Räumliche Verteilung der Gesamtbodenverlagerung und Bestimmung der Abtrags- und Auftragsbereiche	86
5.4	Modellanwendung zur Differenzierung von Wasser- und Bearbeitungserosion im Jungmoränengebiet.....	91
5.4.1	Anpassung notwendiger Eingabeparameter	91
5.4.2	Sensitivitätstest der Modelle	93
5.4.3	Bodenneuverteilungsrate an den ausgewählten Standorten	93
5.4.4	Bewertung der angewendeten Modelle.....	100
5.5	Analyse der an den Beispielhängen abgelaufenen Verlagerungsprozesse	106
5.5.1	Charakterisierung der Wassererosion für das Untersuchungsgebiet.....	106
5.5.2	Modellrechnungen zur Wassererosion.....	107
5.5.3	Standortvergleich hinsichtlich des Verlagerungsmusters und der Bodenneuverteilungsraten	107
5.5.4	Einordnung der Bodenneuverteilungsraten der Untersuchungsstandorte	112
5.5.5	Anwendbarkeit und Grenzen der Cs-Technik und der Modelle	115
6	Thesen.....	119
7	Zusammenfassung.....	123
8	Literaturverzeichnis.....	125
	Verzeichnis der Abkürzungen	
	Tabellenverzeichnis	
	Abbildungsverzeichnis	

1 Einleitung

In der Agenda „Scientific Basis for the Management of European Soil Resources“ (BLUM ET AL., 2004) wird hervorgehoben, dass Böden als Naturressource eine Reihe von ökologischen, sozialen und ökonomischen Schlüsselfunktionen erfüllen müssen wie land- und forstwirtschaftliche Produktion, Speicherung, Filterung, Pufferung und Transformation von Nähr- und Schadstoffen.

Damit spielen sie eine zentrale Rolle bei der Sicherung der Wassermenge und -qualität und in der Nahrungskette sowie im Gasaustausch mit der Atmosphäre. Diese Multifunktionalität verlangt gesunde und stabile Böden. Als Habitat und Genpool, als Landschaftselement sowie als archäologisches und kulturelles Erbe sind stabile und funktionsfähige Böden ebenfalls unentbehrlich für die menschliche Existenz.

Die größten Gefahren für Böden werden gegenwärtig in der Versiegelung, der Erosion, der Humusverarmung und dem Rückgang der Biodiversität, der Bodenschadverdichtung, der Versalzung sowie der physikalischen Zerstörung gesehen.

Alle diese Prozesse wurden durch die menschlichen Aktivitäten beschleunigt und haben in den letzten Jahren zu erheblichen Bodendegradierungen geführt.

Natürlich unterscheiden sich die Risiken und Auswirkungen in Abhängigkeit von den regional differenzierten Klimaeinflüssen, von der Geomorphologie und der unterschiedlich intensiven Landnutzung erheblich.

Um adäquate Bodenschutzstrategien empfehlen zu können, müssen Gefährdungspotentiale und Risiken für die Böden und die Umwelt quantifiziert werden. Im Falle der Bodenerosion betrifft das die verschiedenen Erscheinungsformen wie Wassererosion, Winderosion und Bearbeitungserosion.

Hauptprobleme der Böden pleistozäner Glaziallandschaften sind die kuppigen Moränen mit Hangneigungen von 5-15 %. Hier ist bei Nutzung der Böden als Acker Erosion durch Wasser und Pflugarbeit verbreitet (BLUME ET AL., 2004).

Das Problem hat sich in den letzten Jahrzehnten mit der Intensivierung der agrarischen Pflanzenproduktion durch die Zunahme der wendenden Bodenbearbeitung mit leistungsfähigeren und daher schwereren Maschinen, größerer Bearbeitungstiefe- und höherer Bearbeitungsgeschwindigkeit und mit der Umwandlung steilerer und hügeligeren Flächen von Grünland in Ackerland zugespitzt (LINDSTROM ET AL., 2002).

Die Untersuchungen der letzten Jahrzehnte führten zu vielen Erkenntnissen über das Risikopotential der Bodenerosion auf dem Ackerland (WALLING U. QUINE, 1990), allerdings vorrangig zu Wasser- und Winderosionsrisiken.

Das Problem Bodenerosion wurde für verschiedene Regionen Deutschlands wissenschaftlich bearbeitet (SCHULTZE, 1952; RICHTER, 1965; JUNG, 1956 U. 1980; BORK, 1988; FRIELINGHAUS, 1988; FRIELINGHAUS ET AL. 1992 UND 1994A-D; FUNK, 1995; DEUMLICH ET AL., 1994 U. 1996).

Die Ergebnisse experimenteller Untersuchungen in einigen Ländern zeigen, dass die Bodenverlagerung, d. h. Abtrag und Akkumulation infolge der Bodenbearbeitung an vielen Standorten gleichbedeutend mit der Wassererosion oder größer sein kann (GOVERS ET AL., 1993, 1994A).

Die Entwicklung von nachhaltig wirkenden Bodenschutzkonzepten erfordert daher die Einschätzung der verschiedenen Formen der Bodenverlagerung und deren Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Produktivität.

Das umfasst vor allen Dingen die Differenzierung der Bearbeitungs- und der Wassererosionsbeiträge auf die Zunahme der Bodenheterogenitätsmuster und auf die Veränderung der Bodenparameter für verschiedene Bewirtschaftungssysteme.

Die Risikoabschätzung der Bodenverlagerung durch Bearbeitung ist mit Hilfe verschiedener Erosionsmodelle möglich.

Jedoch sind valide Aussagen auf differenzierten Jungmoränenstandorten mit hoher Reliefenergie bisher nicht möglich, da die Erosionsmodelle hier noch nicht erprobt wurden.

Es wird angenommen, dass besonders zwischen den Reliefformen Unterschiede im Anteil der Wasser- und der Bearbeitungserosionsanteile bestehen. Diese Reliefformen sind Bestandteil der Catenatypisierung, so dass diese als Ordnungsprinzip für eine flächenhafte Übertragung dienen kann.

Wichtig ist eine zeitliche Zuordnung der Verlagerungsprozesse und damit eine Bestimmung der Wirkung intensiver oder extensiver Landnutzung. Die Entwicklung der Cäsiumanalysen erlaubt diese zeitliche Betrachtung.

Eine weitere Quantifizierung und Risikoabschätzung wird durch die Untersuchung verschiedener Bodenbearbeitungswerkzeuge möglich.

Mittels der in der Arbeit ausgewerteten und diskutierten Untersuchungsergebnisse wird in Zukunft eine genauere Bestimmung der Risikopotentiale der Bodenerosion in Jungmoränenlandschaften zur Ableitung von Bodenschutzempfehlungen möglich sein. Außerdem wird ein wichtiger Beitrag zur Eignung von Tracern für derartige Experimente zur Bearbeitungserosion geleistet.

2 Stand des Wissens

2.1 Rolle und Ausmaß der erosionsbedingten Bodenverlagerung bei der Entstehung und Veränderung der Jungmoränenlandschaft

2.1.1 Entstehung und Gliederung der Jungmoränenlandschaft

Das norddeutsche Jungmoränengebiet stellt einen eigenständigen Landschaftsraum (Glaziallandschaft) dar, der durch die Tätigkeit des Eises der letzten Kaltzeit (Weichsel-Eiszeit), seiner Vorstöße und Rückzüge, seiner Wirkung auf den Untergrund und seiner landschaftsformenden Kraft geprägt ist (MARCINEK, 1973; JANETZKO U. SCHMIDT, 1996).

Diese Vorgänge führten zur Bildung mehrere glazialer Gürtel und haben die Ostseeküste mit ihren Buchten und Förden, die Seenplatten, Höhenrücken, Sanderebenen usw. geschaffen. Typisch für diese ehemals vereisten Regionen sind die den Eisrandlagen entsprechenden Endmoränen, die Urstromtäler und die zahlreichen Seen sowie Sölle (FRIELINGHAUS U. RATZKE, 1980).

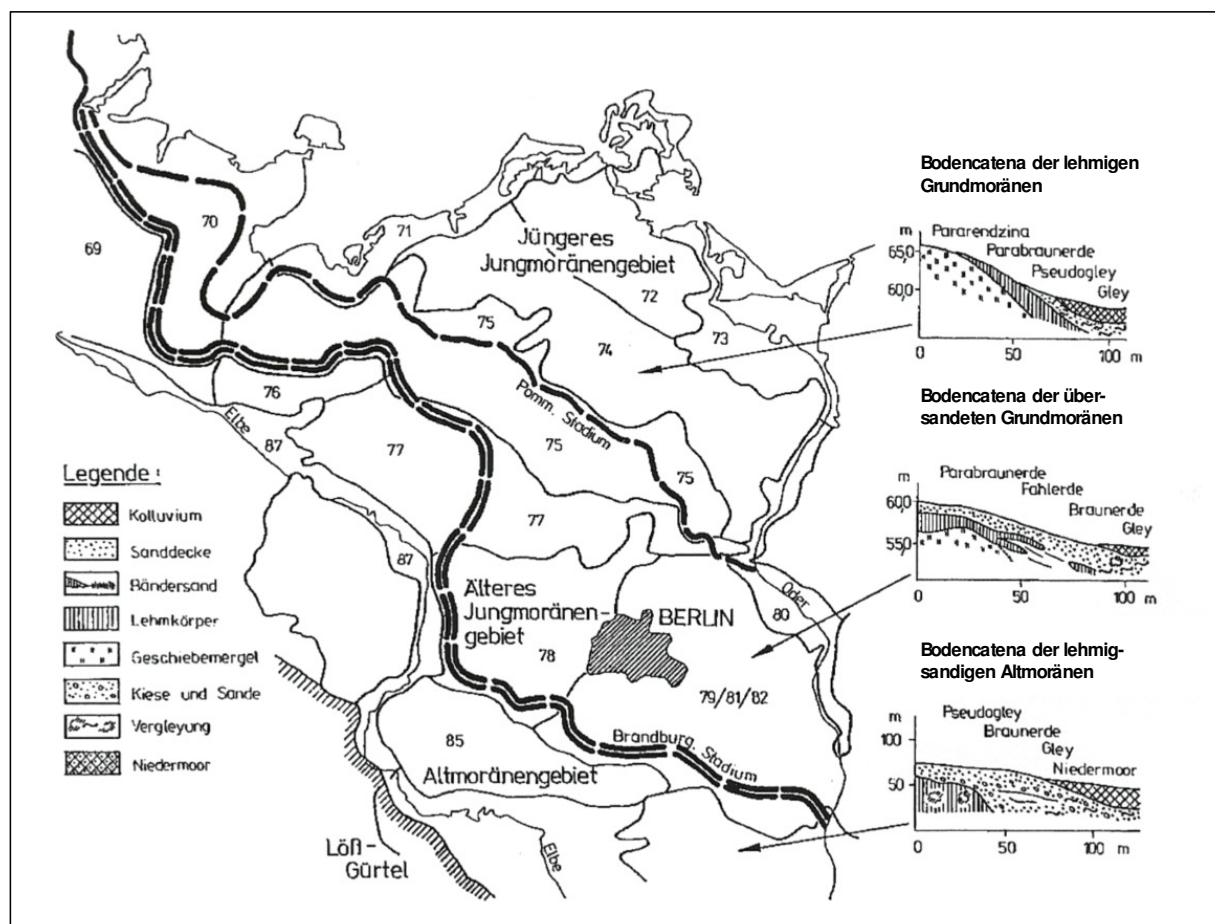


Abb. 1: Glaziale Gürtel und naturräumliche Haupteinheiten des norddeutschen Tieflandes aus JANETZKO U. SCHMIDT (1996)

- | | |
|----------------------------------------------|---------------------------------------------------|
| 70 Schleswig-Holsteinisches Hügelland | 77 Nordbrandenburgisches Platten- und Hügelland |
| 71 Mecklenburg-Vorpommersches Küstengebiet | 78 Luchland |
| 72 Nordostmecklenburgisches Flachland | 80 Oderbruch |
| 73 Oderhaffgebiet | 81 Mittelbrandenburgische Platten und Niederungen |
| 74 Rückland der Mecklenburgischen Seenplatte | 82 Ostbrandenburgische Heide- und Seengebiet |
| 75 Mecklenburgische Seenplatte | |

Durch mehrere, unterschiedlich weit reichende Vorstöße des Weichseises wurden zum Teil vollständige glaziale Serien entwickelt (z. B. am Südrand des Ostseebeckens). Andererseits wurden z. B. in Schleswig-Holstein teilweise ältere Vorstöße von jüngeren überlagert. Zu den ältesten Eisrandlagen Nordostdeutschland der Weichseiszeit zählen das Brandenburger, das Frankfurter und das Pommersche Stadium.

Das norddeutsche Jungmoränengebiet ist nach seiner Entstehung und dem Landschaftsaufbau deutlich geteilt (JANETZKO U. SCHMIDT, 1996).

Es werden das ältere Jungmoränengebiet mit ebener, flachwelliger Grundmoränenplatte und großen Urstromtälern, das jüngere Jungmoränengebiet mit wellig bis kuppiger Grundmoränenplatte und die ebene und flachwellige Grundmoränenplatte des Küstengebiets unterschieden (SCHMIDT, 1982). Die Grenzlinie zwischen jüngerem und älterem Jungmoränengebiet bildet die Pommersche Eisrandlage. Das ältere Jungmoränengebiet wird durch das Brandenburger Stadium begrenzt (Abb. 1).

Das Jungmoränengebiet wird in hohem Maße durch die glazialen Ablagerungen bestimmt. Prozesse, die im Spät- und Postglazial stattfanden (Sedimentumverteilung durch Erosion), führten jedoch zu Veränderungen und Differenzierungen der Ausgangsmaterialien und der glaziären Reliefformen. Zudem setzten Bodenbildung und Verwitterung ein. Diese periglaziale Überprägung nimmt von Nord nach Süd zu.

Die Folge ist die Entstehung unterschiedlicher spezifischer Bodenvergesellschaftungen und Verteilungsmuster.

Infolge der besonderen Morphogenese, der Hydrographie, des Klimas und des geologischen Alters der jeweiligen Landschaft wird das norddeutsche Jungmoränengebiet in Bodenregionen gegliedert.

Diese Bodenregionen werden durch neun Bodengroßlandschaften und –gebiete charakterisiert.

2.1.2 Böden und Relief

Für die **Bodenbildung** ist weniger der staffelförmige Eisabbau entscheidend als vielmehr die Verbreitung der damit verbundenen Ablagerungen.

Die Entstehung der Böden und Bodengesellschaften erfolgte durch das Zusammenspiel von geologischem Ausgangsmaterial, Relief, Klima und anthropogener Tätigkeit.

Die glaziale Serie besteht aus der Abfolge Grundmoräne – Endmoräne – Sander - Urstromtal.

Diese Abfolge ist gut geeignet für die Charakterisierung der Ausgangsmaterialien der Bodenbildung. Die Grundmoräne besteht in der Regel aus Geschiebemergel /-lehm, der nach Aufbau und Lagerung variiert (JANETZKO U. SCHMIDT, 1996). Man unterscheidet mächtige und geringmächtige Grundmoränen. Zwischen beiden Gruppen gibt es deutliche Unterschiede im Anteil der Substrattypen Lehm, Tieflehm und Sand. Somit sind Unterschiede in den physikalischen und hydrologischen Ausgangseigenschaften der Bodenbildung vorhanden.

Extreme Mischkörnigkeit sowie ein hoher Skelettanteil sind kennzeichnend für die Böden der Endmoräne. Typisch ist die unterschiedliche Durchlässigkeit des Substrates auf engem Raum. Damit ist eine hohe Variabilität der Verwitterung und chemischen Verlagerungsgeschwindigkeit verbunden.

Die Sander unmittelbar vor der Endmoräne werden vorwiegend durch Sand aufgebaut. Dieser ist jedoch noch relativ mischkörnig und silikatreich. Häufig kommen grobsandige Zwischenlagen vor. In größerer Entfernung von der Endmoräne werden die Sedimente gleichkörniger, wobei Grob- und Mittelsand überwiegen.

Die Urstromtäler sind relativ einheitlich. Sie werden von silikatarmen Sanden gebildet.

Betrachtet man das ältere und jüngere Jungmoränengebiet, so herrschen im älteren Jungmoränengebiet sandige Substrattypen mit Tieflehm vor. Im jüngeren Jungmoränengebiet sind lehmsandige Decken, die weniger geschlossen auftreten als die sandigen im südlichen Bereich, zu finden. Außerdem tritt ein höherer Anteil von Erosions- und Akkumulationsformen auf (SCHMIDT, 1982).

Das **Relief** der Jungmoränenlandschaft hat für die Bodenvergesellschaftung, die Wasserverhältnisse und den Stofftransport in der Landschaft eine ausschlaggebende Bedeutung (SCHMIDT, 1982; SEMMEL, 1987).

Es unterscheidet sich deutlich von dem anderer Naturräume, wobei nicht die absoluten Höhenunterschiede von Bedeutung sind, sondern die Wölbungsradien der einzelnen Reliefformen.

Das Relief ist „unruhig“ und „bewegt“ (HASSENPFUG, 1971). Es ist häufig kleinkuppig und zeichnet sich durch geschlossene Hohlformen sowie unausgeglichene Rinnen- und Talssysteme aus (JANETZKO U. SCHMIDT, 1996). Im kleinräumigen Bereich ist ein häufiger, oft regelloser Wechsel von Höhen und Senken zu finden. Es können Neigungsstufen von 5 - 15 % bei einer mittleren Hanglänge zwischen 50 und 200 m erreicht werden.

Das Relief in Verbindung mit dem heterogenen Ausgangssubstrat bestimmt in entscheidendem Maße die Ausbildung der außerordentlich heterogenen Bodendecke in den jungpleistozänen Landschaften.

Vor etwa 11.700 Jahren ermöglichte die Erwärmung die Bewaldung des überwiegenden Teils der Landschaft (BORK ET AL., 1998). Diese Wälder stabilisierten die Bodenoberfläche, so dass kaum mehr Feststoffumlagerungen stattfanden. Unter den Wäldern entwickelten sich die für die Jungmoränenlandschaften typischen Böden.

Die Bodenformen wechseln häufig im Abstand von wenigen Metern, einheitliche Bodenbereiche von über 100 m Erstreckung sind selten. Ein extrem engräumiger Wechsel ist zwischen Senken, insbesondere in vernässten Hohlformen, und Kuppen zu finden.

2.1.3 Nutzung und ihre Folgen

Im Mittelholozän begann der Mensch mit Waldrodungen, um Futter- und Nahrungsmittel zu erzeugen. Damit begann die erste Phase des anthropogen verursachten Bodenabtrages. Starke Winde und Oberflächenabfluss führten zu Stoffverlagerungen. Der Wasser- und Stoffhaushalt veränderte sich und die Bodenbildungsprozesse nahmen einen anderen Verlauf.

Ackerbaulich genutzte reliefierte Grundmoränengebiete weisen einen deutlich höheren Anteil von Bodenformen auf, die durch Erosions- und Akkumulationsprozesse überprägt worden sind („geköpfte“ Profile am Oberhang, „Kolluvialprofile“ am Hangfuß (BORK, 1989; RICHTER, 1998)).

SCHMIDT (1982) gibt den Anteil von Erosions- und Akkumulationsbodenformen in den welligen Platten mit durchschnittlich 25 - 56 % an. Der Anteil nimmt mit zunehmender Hangneigung und stärkerer innerer Gliederung des Reliefs deutlich zu.

Als Folge der Bodenerosion im Verlaufe der Landschaftsentwicklung, insbesondere der Wasser- und Bearbeitungserosion, findet man oft kleinflächige Bodenmosaike mit einem charakteristischen Bodensubstrat- und Horizontwechsel in Abhängigkeit von der Geländeform (LIEBEROTH, 1982; BORK ET AL., 1995).

Flächennutzung und Bodenqualität stehen in engem Zusammenhang. Entsprechend der natürlichen Bedingungen ist eine Gliederung in jüngeres und älteres Jungmoränengebiet gegeben (JANETZKO U. SCHMIDT, 1996).

Im jüngeren Jungmoränengebiet dominiert die landwirtschaftliche Nutzung. Die Ackerzahlen sind mit 40 bis 50 hoch. Hauptanbauprodukte sind Getreide, Zuckerrüben und Raps. Das

Grünland befindet sich vor allem auf den großen Talmooren und den grundwassernahen Küstengebieten. Der Waldanteil ist mit 10-12 % der Fläche gering.

Das ältere Jungmoränengebiet hingegen weist geringere Ackerzahlen auf (zwischen 20 und 35). Hier stehen der Anbau von Roggen, Kartoffeln sowie Silo- und Grünmais als Futterpflanzen im Vordergrund. Grünland ist auf die ausgedehnten Luchflächen des westlichen Brandenburgs konzentriert. Der Waldanteil ist mit 40 % relativ hoch.

Nicht nur das Relief selbst hat demzufolge Einfluss auf die Veränderungen der Böden. Die fortschreitende Erhöhung der Intensität der Ackernutzung und die Intensivierungsschübe (chemische und mechanische Inputs) in der Gegenwart haben im System teilweise zu irreversiblen Veränderungen geführt, die nachhaltige Funktionsstörungen in den Böden auf vielen Standorten nach sich ziehen und teilweise sichtbar werden lassen (FRIELINGHAUS, 1997; BORK ET AL., 1998).

2.1.4 Catenatypisierung

Die Catena ist die regelhafte Bodenabfolge in Beziehung zu einem charakteristischen Relief (HASSENPFUG, 1971; LIEBEROTH, 1982). Sie ist ein methodisches Hilfsmittel zur Abbildung der regelhaften Vergesellschaftung von Böden und deren Bildungsbedingungen insbesondere an Hängen. Benachbarte Böden unterscheiden sich im Hinblick auf reliefabhängige Eigenschaften.

Die catenaorientierte Auswertung von Bodendaten ist eine Voraussetzung, um gesetzmäßige Änderungen von Bodenfruchtbarkeitseigenschaften im hängigen Gelände zu erkennen und in Beziehung zu aktuell ablaufenden Bodenprozessen zu deuten (SCHMIDT, 1986).

Um eine Systematik in die Vielfalt der Hang- und Substratformen im Jungmoränengebiet zu ermöglichen, wurde von SCHMIDT (1986) eine Catenatypisierung vorgenommen. Diese wurde 1992 von FRIELINGHAUS ET AL. modifiziert und die Anteile erodierter und kolluvialer Bodenformen ergänzt.

SCHMIDT arbeitete heraus, dass sich eindeutig gerichtete Wertänderungen (Gradienten) vom Oberhang zum Unterhang nachweisen lassen. Dies ist ein Hinweis auf die Intensität der Bodenentwicklung, sowohl im Hinblick auf die genetischen als auch auf die aktuell wirkenden anthropogenen Bodenprozesse.

Nicht alle Parameter spiegeln gleichermaßen die gesetzmäßige Abfolge innerhalb einer Catena wider. Als besonders stabile Eigenschaften werden die Textur und der Humus genannt. Besonders der Feinanteilgehalt (FAT) und der Humusgehalt sind von Bedeutung. Auch die pH-Wert-Änderungen entsprechen häufig der Hangabfolge.

Die deutlichsten Wertänderungen der Bodenparameter treten zwischen dem Mittel- und dem Unterhang auf. Hier findet ein Umschwung von humusärmeren z.T. lehmigeren Oberhängen zu stärker sandigen und humosen Bildungen am Hangfuß statt.

In den Catenen lassen sich deutlich drei Abschnitte unterscheiden:

- Top und Oberhang als typische Abtragsposition,
- Mittelhang als Bereich „normaler“ Verhältnisse,
- Unterhang und Hangfuß als charakteristischer Akkumulationsbereich (Kolluvien).

2.2 Rolle der Bodenverlagerungsprozesse in Agrarlandschaften

2.2.1 Bodenverlagerungsprozesse an Hängen

Die Ausbildung der verschiedenen Hangcatenen beruht auf der reliefabhängigen Bodenverlagerung durch Wasser – und Winderosion sowie der Bodenbearbeitung. International wurde das Problem der Wasser- und Winderosion für verschiedene Regionen Mitteleuropas wissenschaftlich umfassend bearbeitet. Darüber hinaus wurde eine Reihe regionaler Aspekte besonders behandelt.

Während die Winderosion an den Hangcatenen zu vernachlässigen ist, wird der Wassererosion größere Bedeutung zugeschrieben.

Die auslösenden und den Verlauf bestimmenden Faktoren der Wassererosion sind hinlänglich bekannt und in Modellen zusammengefasst (Niederschlagserosivität, Hangneigung, Hanglänge, Bodenerodierbarkeit, Bodenbedeckung und Gefügestabilität (u.a. RICHTER, 1965; WISCHMEIER ET AL., 1978; SCHWERTMANN ET AL., 1987; BORK, 1988; BLUME, 1990; FRIELINGHAUS ET AL., 1996)).

Über die mechanische Bodenverlagerung infolge der Bodenbearbeitung liegen neuere Arbeiten vor.

Der Verlauf der Wassererosionsprozesse, als ein Ergebnis des Oberflächenabflusses infolge starker Niederschläge vorwiegend in Rillen, aber auch in Form einer schleichenden, nicht sichtbaren Bodenerosion, steht in enger Korrelation zur Hangneigung und Hanglänge.

Hohe Wassererosionsgefährdung und hohe Abtragsraten sind auf Hängen mit großer Hangneigung und auf langen gestreckten Hängen zu erwarten (MEYER ET AL., 1975; WISCHMEIER ET AL., 1978; TURKELBOOM ET AL., 1999; BLUME, 2004).

In Abhängigkeit vom Wechsel der Hanggradienten tritt Bodenverlagerung infolge der Bearbeitung auf (LINDSTROM ET AL., 1990; GOVERS ET AL., 1994A; LOBB ET AL., 1995; POESEN ET AL., 1997). Der Wechsel der Hanggradienten zwischen benachbarten Hangsegmenten (Grad der Krümmung) bestimmt die Rate des Bodenverlustes oder der Bodenablagerung (LINDSTROM ET AL., 2000).

Nach LINDSTROM ET AL. (1992) kommen Nettobodenverluste (Bearbeitungserosion) an konvexen Hangpositionen, Bodenakkumulationen an konkaven Positionen und geringe Veränderungen an linearen Hangpositionen vor. An gestreckten Bereichen mit gleichbleibenden Gradienten spielt die Wassererosion die stärkere Rolle.

Wasser- und Bearbeitungserosion führen zu unterschiedlichen räumlichen Mustern.

Während erosive Niederschläge lokal auftreten und unterschiedlich ausgeprägte Eintiefungen von der Bodenoberfläche bis in den Unterboden und teilweise den Untergrund verursachen und das Sediment mit dem Oberflächenabfluss weit transportiert werden kann, werden bei der Bodenbearbeitung grobe und feine Bodenteilchen gleichermaßen bewegt, der Boden wird unsortiert transportiert.

Die Bodenbearbeitung ist mit geomorphologischen Prozessen vergleichbar (z. B. WILLGOOSE ET AL., 1991; GOVERS ET AL., 1994B), in deren Folge eine Glättung der Landoberfläche und ein Abnahme der Reliefintensität auftritt.

Bodenverlagerung durch Bearbeitungserosion kommt bei jedem mechanischen Eingriff in den Boden vor und kann selbst über kürzere Entfernung groß sein (KIBURYS U. JANKAUSKAS, 1997). Diese Translokation führt zu einer Bewegung des Bodens von konvexen Hängen zu konkaven Hangpositionen bzw. zum Hangfuß.

In vielen Fällen laufen beide Formen parallel ab, d.h. Bearbeitungs- und Wassererosion beeinflussen sich gegenseitig.

Ablagerungen durch Bearbeitung nehmen mit steigender Hangkonkavität zu.

Wassererosionsraten nehmen mit steigendem Hanggradienten und der zunehmenden Größe des Wassereinzugsgebietes zu. Beide Prozesse werden von der Topographie bestimmt.

Die Wassererosion führt zu Einschnitten in die Landschaft und zu steileren Hanggradienten und ausgeprägteren konvexen und konkaven Bereichen. Als Folge ist das Potential für die Bearbeitungserosion erhöht. Das Gegenteil kann vorkommen, wenn innerhalb eines Feldes Sedimentablagerungen infolge von Niederschlägen eintreten, dadurch die Reliefenergie abnimmt und damit die Stärke der Bearbeitungserosion reduziert wird.

2.2.2 Bearbeitungserosion

Die Bearbeitungserosion ist in der Literatur definiert und beschrieben worden.

Sie wird z. B. durch die Soil Science Society of America als die Verlagerung des Bodens hangabwärts infolge der Bodenbearbeitung definiert. LOBB (2002) beschreibt die Bearbeitungserosion als die Neuverteilung des Bodens innerhalb einer Landschaft als direktes Ergebnis der Bodenbearbeitung. Diese Verlagerung ist die Bewegung des Bodens bei der Bearbeitung. Der Boden wird hangabwärts weiter transportiert als hangaufwärts (LINDSTROM, 2002).

Hervorgerufen wird die Verlagerung (soil translocation) durch das mechanische Eingreifen der Bearbeitungswerkzeuge in den Bearbeitungshorizont, d.h. jede mechanische Bodenbearbeitung führt zu einer Bodenverlagerung.

Erfolgt die Verlagerung in Gefällrichtung, kann daraus ein Bodenverlust und damit Bearbeitungserosion entstehen.

Die Bearbeitungserosion unterscheidet sich von der einfachen Translokation durch eine negative Stoffbilanz an Hängen.

Diese negative Stoffbilanz kommt dadurch zustande, dass hangabwärts durch die Beschleunigung mehr Boden transportiert wird als hangaufwärts gegen das Wirken der Gravitationskräfte (Abb. 2).

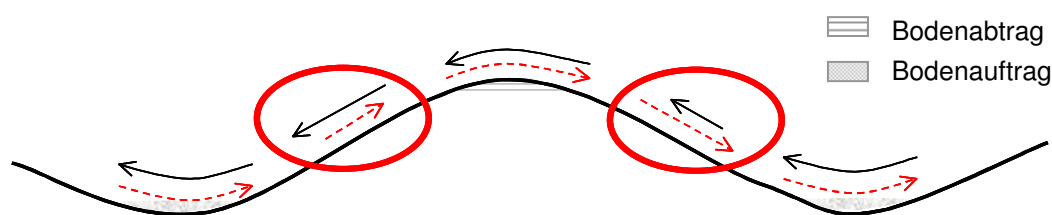


Abb. 2: Vereinfachte Darstellung der Bearbeitungserosion in reliefierten Landschaften (Bearbeitung hangauf- und -abwärts) (nach LOBB ET AL., 2000)

Die Differenz in der Bodenverlagerung ist somit eine Funktion der Gravitation.

Nimmt man eine gleich häufige Bearbeitung hangab und –aufwärts an, dann findet eine Nettoverlagerung des Bodens hangabwärts statt und man spricht von Bearbeitungserosion.

Der Umfang der Bearbeitungserosion ist abhängig von der Erodibilität der Hänge und der Erosivität der Verfahren (LOBB ET AL., 1999) (Tab. 1).

Tab. 1: Einflussfaktoren der Bearbeitungserosion

Erodibilität der Hänge	
Hangmorphologie	Hanggradient
	Hangkrümmung
Physikalische Eigenschaften des Bodens zum Zeitpunkt der Bearbeitung	Bodenart
	Bodenfeuchtegehalt
	Lagerungsdichte des Bodens
Erosivität des Verfahrens	
Werkzeug (Bauart)	Anordnung und Form
Verfahren (Bedienung)	Tiefe und Geschwindigkeit bei der Bearbeitung
	Fahrweise des Bedieners

2.2.3 Anteil der Bodenverlagerung infolge der Bearbeitung am Gesamtbodenverlagerungsprozess

Die ersten Untersuchungen zur Bearbeitungserosion fanden in den USA 1930 statt. Seitdem wurden weltweit Untersuchungen durchgeführt, verstärkt seit den 80iger Jahren.

In der Literatur ist belegt, dass die Bodenverlagerung infolge von Bewirtschaftung einen hohen Anteil an der Gesamtbodenverlagerung einnimmt (LINDSTROM ET AL., 1992; GOVERS ET AL., 1993; QUINE ET AL., 1994; QUINE, 1999A; GOVERS ET AL., 1996; LINDSTROM, SCHUMACHER, LEMME, 1997). In Tab. 2 ist der gemessene Umfang der Bearbeitungserosion im Vergleich zur Wassererosion beispielhaft dargestellt.

Die Bearbeitungserosion verursacht hohe Bodenverluste am Oberhang (LOBB, KACHANOWSKI, 1999). Selbst auf leicht geneigten Hängen kann diese Art der Erosion bis zu 4 t ha^{-1} betragen.

Tab. 2: Umfang der Wasser- und Bearbeitungserosion in verschiedenen Regionen

Wassererosionsraten im hügeligen Ackerland	$1\text{-}10 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	verschiedene Regionen	(SCHAUB, 1989; BOARDMAN, 1990; GOVERS, 1991; AUZET ET AL., 1993)
Wassererosionsraten in den Sommerhalbjahren 1982-1990 auf Testflächen von 20-2500 m ² Größe unterschiedlicher Hangneigung	$<1\text{-}170 \text{ t ha}^{-1}$	Nordostdeutsches Tiefland	(FRIELINGHAUS, 1998 IN RICHTER)
Wassererosionsraten auf Brache	$7 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	Nordostdeutsches Tiefland	(DEUMLICH, PERS. MIT.)
Bearbeitungserosionsraten an Hängen mit ausgeprägter konvexer Formung	$>10 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	Lößhügelland (Belgien)	(GOVERS ET AL., 1994A)
	bis zu $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (bei einem Gesamtbodenverlust von $150 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)	Südwest-Ontario	(ASPINALL, 1997)
Anteil des Verlustes durch Bearbeitungserosion am Gesamtbodenverlust	$> 70 \%$	Südwest-Ontario	(LOBB ET AL., 1999B)
Anteil des Gesamtbodentransportes infolge mechanischer Verlagerung	ca. 80 %	Löß-Plateau (China)	(QUINE ET AL., 1999)
		Stavropol-Region (Süd-Russland)	(BELYAEV ET AL., 2005)

2.2.4 Auswirkungen der Bearbeitungserosion auf die Böden und ihre Fruchtbarkeit

Bearbeitungserosion verändert die Bodeneigenschaften wie Bodenstruktur und Lagerungsdichte und folglich die Bodenproduktivität durch den Nettoverlust von Oberboden und der daraus folgenden Mischung des Oberbodens mit dem Unterboden an diesen erodierten Hangabschnitten (GOVERS, 2002).

Die durch Bearbeitungserosion veränderten Böden weisen ähnliche Veränderungen der Bodenparameter auf, wie sie nach langjähriger Wassererosion feststellbar sind.

Erodierte Böden in Südwest-Ontario zeigten verminderte Oberboden- und Solumtiefen, geringere Mengen an organischer Substanz, einen zunehmenden Anteil an Kies und Steinen sowie einen erhöhten CaCO_3 -Gehalt, der pH-Wert stieg. Reduzierte Wasserinfiltration und Speicherkapazität waren Ergebnis der Bodenverluste. Infolgedessen sank die Bodenfruchtbarkeit.

Ähnliche Ergebnisse zeigten Messungen der Bodenmerkmale im Ap-Horizont von erodierten Böden in Süd Dakota und West Minnesota (LEMME, LINDSTROM, SCHUMACHER, 1997).

Die Verschlechterung der Oberbodenparameter führte zur Destabilisierung und erhöhter Wasser- und Winderosionsdisposition (LOBB, ASPINALL, 1997).

Die größte Bearbeitungserosion wurde an konvexen Hangpositionen gemessen.

Dadurch erfolgt die Reduktion des Hangwinkels. Andererseits kommt es an Auftragspositionen zur Verfüllung von Senken.

Daraus resultiert im Laufe der Zeit eine schrittweise Veränderung der topographischen Eigenschaften. Mit Fortschreiten der Bearbeitungserosion wird der Erosionsprozess auf einem zunehmend größeren Gebiet sichtbar, die Flächenheterogenität nimmt zu (LOBB, ASPINALL, 1997).

Von SCHUMACHER ET AL. (1999) erfolgte die Analyse der Bodenproduktivität an verschiedenen Catenen. Eine Zunahme der räumlichen Variabilität sowie ein auf bis zu 50 % reduzierter Ertrag traten auf. Die Ursache waren der Verlust der effektiven Wurzeltiefe sowie von pflanzenverfügbarem Wasser und Nährstoffen (SCHUMACHER, 2002).

Direkte Untersuchungen der Intensität der Bearbeitungserosion und der Bodenneuverteilungsrates auf dem Feld erfolgten bisher international zu differenzierten Hangneigungen, verschiedenen Böden bzw. Landschaften, verschiedenen Bearbeitungsrichtungen, verschiedenen Bearbeitungswerkzeugen und langfristig zu verschiedenen Landnutzungssystemen.

Als Hauptquelle wurde der Scharpflug identifiziert (LINDSTROM ET AL., 1992; GOVERS ET AL., 1994A; LOBB ET AL., 1999), aber auch alle anderen Bearbeitungswerkzeuge tragen zur Bearbeitungserosion bei.

Bodenverluste von 30 t ha^{-1} und Jahr (Scharpflug) wurden an einem konvexen Hang in Südwest Minnesota (LINDSTROM ET AL., 1992) und 54 t ha^{-1} und Jahr bei einer Folge von Scharpflug, Doppelscheibenegge und Zinkengrubber am konvexen Oberhang in Südwest-Ontario (LOBB ET AL., 1995) gemessen.

Die Bodenverlagerung zeigt eine enge Beziehung zur Arbeitsgeschwindigkeit, der Tiefe der Bodenbearbeitung, den Werkzeugformen, der Ausgangsbodendichte und der -bodenfeuchte (SHARIFAT, KUSHWAHA, 1997; LOBB ET AL., 1999A; MONTGOMERY ET AL., 1999).

VAN MUYSEN ET AL. (1999) zeigten Wechselwirkungen zwischen den Ausgangsbodenbedingungen und der Bodenverlagerung auf. War der Boden im Ausgangszustand lockerer, trat eine höhere Bodenverlagerung auf. Ebenso wurde trockener Boden stärker verlagert als feuchter.

Dazu kamen Bearbeitungstiefe und Geschwindigkeit als Reaktion auf die wechselnde Topographie und Bodenbedingungen, die zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen beitrugen.

Stark wechselnde Oberflächenmorphologie begünstigt die Bearbeitungserosion besonders (LOBB ET AL., 1999).

Die starke Variabilität der Bodeneigenschaften beeinflusst die Bodenverlagerung durch die Bearbeitung. Dies bestätigen Untersuchungen von YATSUKHNO (1997).

In den heterogenen Jungmoränenlandschaften besteht die Vermutung eines hohen Anteils der Bodenverlagerung infolge der Bearbeitung. Erste Ergebnisse von LI und FRIELINGHAUS (1999) bestätigen diese Annahmen.

2.3 Möglichkeiten der Quantifizierung der mittel- und kurzfristigen Transport- und Verlagerungsergebnisse mittels Tracer

2.3.1 Der Tracer Cäsium – Herkunft und Verhalten im Boden

Das radioaktive Isotop Cäsium-137 gehört zu den wichtigsten künstlichen Radionukliden.

Die physikalische Halbwertszeit beträgt 30,17 Jahre. Das Cäsium-137 gelangte über den Fallout von oberirdischen Atomwaffentests (50iger bis 60iger Jahre), Abwasser von Kernkraftwerken (seit den 60iger Jahren) und infolge von Kernkraftunfällen in die Umwelt.

Zwischen 1955 und 1966 wurden etwa 520 Bombentests durchgeführt (KRONFELD-GOHARANI U. NEUNECK, 2002), wobei 1963 ein Jahr besonders hoher Kontamination darstellte. Die Ursache lag in den Kernwaffenversuchen 1961/1962, bei denen Wasserstoffbomben hoher Sprengkraft oberirdisch gezündet wurden.

Die Werte, die in unserer Region gemessen wurden, sind zeitlich um ein Jahr versetzt zu interpretieren. Hierfür spielen die Aufenthaltszeiten der Nuklide in höheren Atmosphärenschichten eine Rolle (DIGITALER UMWELTATLAS BERLIN 01.09 Radioaktivität im Boden, 1992).

Die Werte der 70er Jahre können trotz des Kernwaffen-Teststopps (1963 Partial Test Ban Treaty) auf chinesische und französische Versuche zurück geführt werden.

In den 80iger Jahren erfolgte dann ein Absinken der Werte auf ein niedriges Niveau. Erst der Reaktorunfall von Tschernobyl am 26.04.1986 führte im Durchschnitt zu einer Verdopplung des vorhandenen Cäsium-Gehaltes (Abb. 3).

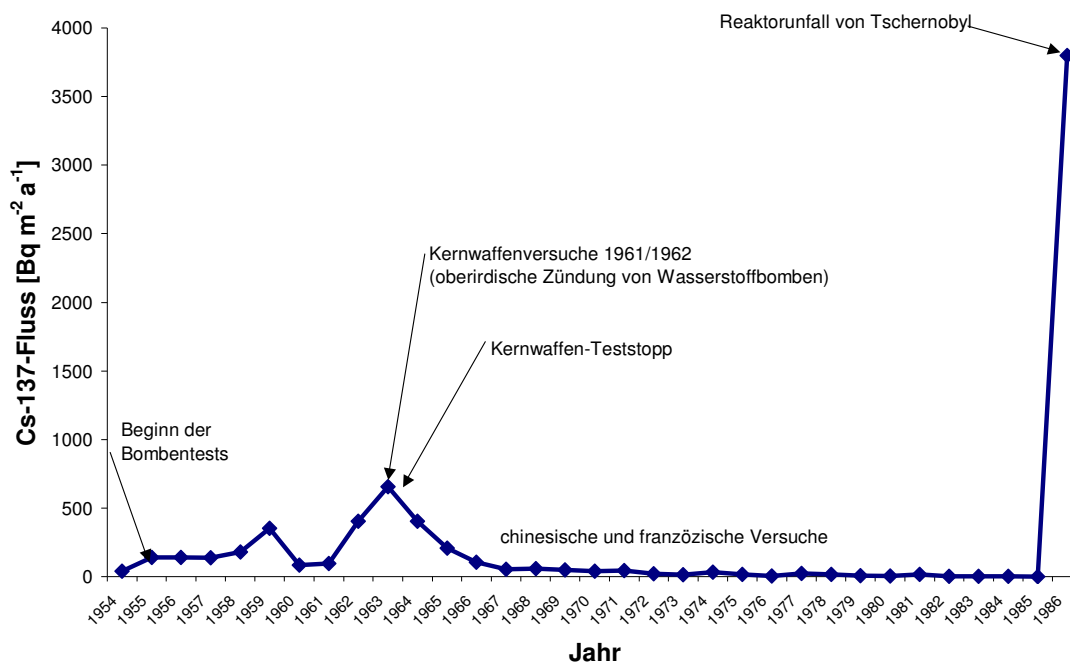


Abb. 3: Jahressummen der mit dem Fallout abgelagerten Radioaktivität für das Gebiet der ehemaligen DDR (Grundlage SAAS Bericht 353, Teil E)

Der Einsatz von Atomkraftwerken seit den 60iger Jahren sowie die Einleitung radioaktiver Abwässer aus den europäischen Wiederaufbereitungsanlagen sind weitere Eintragsquellen. Diese sind in unserer Region jedoch nicht von Bedeutung.

Das atmosphärische Cäsium-137 wurde global in der Stratosphäre verteilt und ist an sub-mikrometrischem Aerosol gebunden. Durch den Regen fand eine Auswaschung der aktiven Substanz aus der Atmosphäre statt und in der Folge der Eintrag in den Boden bzw. in die

Oberflächengewässer. Ein Teil der Einträge gelangte vorher durch trockene Deposition in den Boden.

Der Fallout aus den Atomwaffentests erfolgte über den langen Zeitraum des Eintrages relativ gleichförmig. Dennoch zeigt die regionale Verteilung des Cäsium-137 Unterschiede, da die Höhe der Einträge in Beziehung zu den jährlichen Niederschlägen steht (CAWSE U. HORRILL, 1986). Die Ablagerungen auf Feldebene scheinen jedoch relativ gleichförmig zu sein (WALLING U. QUINE, 1990). Der Fallout aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl hingegen wies eine hohe räumliche Variabilität auf, da der Eintrag durch wenige Niederschläge erfolgte. Auch hier kann jedoch davon ausgegangen werden, dass auf Feldebene ein einheitlicher Eintrag erfolgte.

Cäsium-137 wird schon bei der Deposition bis in Bodentiefen von einigen Zentimetern eingetragen (DÖRR, 1995).

Die mittlere Eindringtiefe des Cäsiums liegt bei 1,7 bis 4,7 cm und die Wanderungsgeschwindigkeit liegt bei 0,1 bis 0,3 cm a⁻¹ (GANS U. ARNDT, 1987) bzw. nach Untersuchungen von RENGIER et al. (1986) bei 1,7 bis 10 cm und $\leq 0,02-0,1$ cm a⁻¹.

Im Boden kommt es zu einer Reihe physikalischer, physikochemischer und biologischer Prozesse.

Cäsium-137 wird von den Bodenpartikeln schnell und stark durch Boden und Sediment adsorbiert (HE U. WALLING, 1996; KRUSE-IRMER U. GIANI, 2003).

Untersuchungen von GIANI ET AL. (1987) unmittelbar nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl belegen, dass das Cäsium-137 sich unabhängig vom Bodentyp stabil und mit einem hohen prozentualen Anteil in der obersten Bodenschicht bindet. Die Tiefenverteilung erfolgte innerhalb der ersten beiden Wochen nach dem Fallout, anschließend wurde keine weitere Verlagerung festgestellt.

Die besonders starke Sorption des Cs-137 im Boden wurde schon früher vielfach in der Literatur beschrieben (SCHULZ ET AL., 1960; SCHULZ, 1965; TAMURA ET AL., 1960).

Die Bindung ist abhängig von der Kornfraktion.

Untersuchungen verschiedener Kornfraktionen von $< 2 \mu\text{m}$ bis $2000 \mu\text{m}$ und ihrer Konzentration an Cäsium-137 zeigten eine Abnahme der Cäsium-Konzentration mit zunehmender Partikelgröße (HE UND WALLING, 1996). Untersuchungen ergaben, dass die Konzentrationen in der Feinstkornfraktion fünfmal größer ist als die in der gröbsten Fraktion.

Durch die vorwiegende Bindung an die feinen Bodenpartikel ist die Bewegung von Cäsium folglich in Böden mit hohem Tongehalt geringer als in anderen Böden (SQUIRE U. MIDDLETON, 1966).

Die Abnahme der Cs-137-Konzentration mit zunehmender Bodentiefe reflektiert auf unbewirtschafteten ebenen Standorten die Bindung des Cäsiums durch die Bodenpartikel (HE U. WALLING, 1997).

Radionuklide werden in geringem Umfang auch von organischem Material adsorbiert. Die Transfergeschwindigkeit des Cäsium-137 in der obersten an organischem Material reichen Bodenschicht liegt daher zwischen 1 bis 10 mm pro Jahr. Dabei ist die Geschwindigkeit stärker von der Quantität und Struktur des organischen Materials als vom Bodentyp abhängig (DÖRR ET AL., 1987). Aufgrund des höheren Humusanteils des Oberbodens, der stark sorbierend auf die Nuklide wirkt, wandern Nuklide im Oberboden wesentlich langsamer als im Unterboden (RENGIER ET AL., 1986).

Auch nach dem Eintrag und der genannten Bindung wird das Cäsium im Boden **vertikal** neu verteilt.

Die nachfolgend aufgeführten physikochemischen Prozesse, einschließlich Diffusion und Konvektion, spielen dabei eine bedeutende Rolle.

Die Abwärtsbewegung des Cäsiums kann unmittelbar durch die *Infiltration* von Regenwasser, welches das Radionuklid enthält, erfolgen. Hierbei wird davon ausgegangen, dass jedoch die meisten Radionuklide im Wasser durch die Bodenoberfläche während der Infiltration adsorbiert werden und nur ein geringer verbleibender Teil mit dem Wasser abwärts transportiert wird (TAMURA, 1964; LIVENS U. LOVELAND, 1988).

Der *Ionenaustausch* ist verantwortlich für die Adsorption des Cäsiums an die Bodenpartikel. Diese Reaktion ist reversibel. Cäsium kann demzufolge auch später durch andere Ionen ausgetauscht werden und so wieder in Lösung gehen. Diese ausgelösten Radionuklide können an anderen Stellen readsorbiert oder im Porenwasser abwärts transportiert werden.

Bioturbation verbunden mit einer vertikalen Mischung durch die Bodenfauna ist ebenfalls ein bedeutender Mechanismus für die Neuverteilung des Cäsium-Fallouts. Durch Regenwürmer und andere Bodenorganismen erfolgt der Transport von Bodenpartikeln, die radionuklide Stoffe enthalten (TELFAIR U. LUETZELSCHWAB, 1963; HE U. WALLING, 1996).

Die Rolle der *chemischen Mobilisierung* wird von HE UND WALLING (1996) als geringfügig eingeschätzt.

Ein weiterer Aspekt ist die *Aufnahme* des Cäsium-137 durch die Pflanzen.

Der Transfer von Cäsium-137 aus dem Boden in die Pflanzen ist von verschiedenen Faktoren abhängig.

Untersuchungen von MELNITCHOUCK UND HODSON (2004) zur Aufnahme von Cs-137 aus Böden durch Pflanzen unter unterschiedlichen Bodeneigenschaften zeigen, dass die Aufnahme von Cs-137 von der Pflanze, von den Bodeneigenschaften und der Konzentration der Radionuklide im Boden abhängt.

Die Hauptfaktoren, die die Cs-137-Aufnahme durch die Pflanzen beeinflussen, sind der Entzug durch Biomassebildung, der pH-Wert des Bodens und die Kationenaustauschkapazität (KAK).

Der Boden-Pflanzen-Transfer wurde bei gleicher Konzentration im Boden mehr durch die Bodeneigenschaften beeinflusst als durch die Fruchtart (Varianz zu ca. 60 % von Bodeneigenschaften bestimmt). Die Aufnahme wurde am stärksten durch die K- und Ca-Konzentrationen, den pH-Wert und die KAK der jeweiligen Böden beeinflusst. K und Ca können durch ihre ähnlichen chemischen Eigenschaften Cs und Sr in gewissem Umfang austauschen (Antagonisten). Der höchste Entzugswert wurde für Sandboden ermittelt, der geringste Wert für Tonböden.

Auswertungen von Messungen der Cs-137-Gehalte in der Trockensubstanz verschiedener Pflanzen im Zeitraum 1967-1973 vom Bundesamt für Strahlenschutz sind in der folgenden Tab. 3 zusammengestellt.

Tab. 3: Cs-137-Aufnahme verschiedener Fruchtarten

Fruchtart	Standort Neddemmin	verschiedene Standorte
	Cs-137 der TS [Bq (kg TS) ⁻¹]	
Gras	7,98	8,70
Kartoffel	2,83	1,55
Kartoffelkraut	13,57	10,91
Rübenblatt	10,60	8,88
Rüben		4,80
Rotklee		3,83
Mais		6,49
Roggen		2,11
Weizen		1,33
Luzerne		4,41

Die Pflanzenaufnahme von Cs-137 ist abhängig von der Fruchtart, wobei bei den Untersuchungen Hackfrüchte (besonders die Blätter) am meisten Cs-137 aufnehmen, während beim Getreide die Aufnahme am geringsten war.

Nach RENGIER ET AL. (1986) wird die Belastung bei landwirtschaftlichen Kulturpflanzen entscheidend vom Pflanzenentwicklungszustand zum Zeitpunkt des Fallouts beeinflusst. Hohe Cs-137-Aufnahmen erfolgen über die Blätter. Mittlere Transferfaktoren (Bq/kg Pflanzen Frischmasse / Bq/kg Boden Trockenmasse) liegen für Grasbewuchs bei 0,096, für Getreide bei 0,053, für Raps bei 0,007 und Kartoffeln bei 0,009.

Der Pflanzenentzug ist abhängig von der Masse der auf dem Feld gewachsenen abgeernteten Anteile der Pflanzen. In Bezug auf die Masse des dort vorrätigen Bodens ist der Entzug vernachlässigbar klein.

Ein anderer Faktor, der bei der Bestimmung des Cs-137-Haushaltes einer Ackerfläche relevant sein kann, ist der *Bodenverlust mit der Ernte*, insbesondere von Wurzelfrüchten (GOVERS ET AL., 1996). VANDEN BERGHE UND GULINCK (1987) berichten von Bodenverlusten bei Zuckerrüben und Kartoffeln von bis zu $5 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Das derzeit allmähliche Absinken der vertikalen Bodenbelastung wird weniger durch die Verlagerungsprozesse bestimmt sondern mehr durch den Zerfall des Cäsiums.

Da das Cäsium-137 von den Bodenpartikeln adsorbiert wird, kommt es zum **horizontalen** Transfer der Radionuklide in der Landschaft.

Cäsium-137 wird in der Landschaft hauptsächlich durch Erosionsprozesse infolge Wasser, Wind oder Bearbeitung bewegt (SUTHERLAND, 1992).

Jede Änderung des Cäsium-Gehaltes bedeutet vornehmlich Abtrag oder Akkumulation von Sediment. RITCHIE ET AL. (1974), CAMPBELL ET AL. (1986) und KACHANOSKI (1987) haben gezeigt, dass die Cäsium-137 Neuverteilung signifikant mit der Bodenneuverteilung korreliert. Somit findet Cs-137 als Tracer in der Erosionsforschung Anwendung.

2.3.2 Gammaspektrometrische Bestimmung der Cäsium-137-Aktivität

Die Gammaspektrometrie ist ein nuklidspezifisches Messverfahren für gammastrahlende Nuklide, mit dem mehrere Nuklide in einem Messvorgang bestimmt werden können.

Radionuklide des Tschernobyl-Fallouts sowie der Kernwaffentests, wie z.B. Cäsium-137 und Cäsium-134, können in verschiedensten Umweltmaterialien und -proben mit Hilfe der Gammaspektrometrie bestimmt werden.

Das liegt zum einen daran, dass die Mehrzahl der relevanten Spalt- und Aktivierungsprodukte Gammastrahlung emittieren, zum anderen daran, dass heute verwendete Detektoren die zur Unterscheidung im Spektrum dicht benachbarter Linien benötigte hohe Energieauflösung besitzen.

Wegen der meist eindeutig möglichen Zuordnung bestimmter Energiespektren zu bestimmten Radionukliden ist die Analyse von Radionuklidgemischen in den unterschiedlichsten Messproben in der Regel ohne aufwendige Probenaufbereitung, vor allem ohne chemische Trennung, möglich.

Daneben ist das Ansprechvermögen moderner Halbleiterdetektoren hinreichend groß, um auch geringe Aktivitäten in vertretbaren Zeiten messen zu können (DISSERTATION BOTSCH).

Cäsium-137 zerfällt unter Aussendung von Beta- und Gammastrahlung. Die energiereiche Gammastrahlung wird in Detektoren gemessen, in denen sie abhängig von ihrer Energie unterschiedliche Mengen an Ladungsträgern (Halbleiterdetektoren) oder Lichtquanten (Szintillationszähler) freisetzt. Die Gammastrahlung, die von Cäsium-137 ausgesandt wird, kann anhand charakteristischer Energien identifiziert und mengenmäßig bestimmt werden (UMWELT LEXIKON).

2.3.3 Plausibilitätsprüfung der Ergebnisse der Cäsium-137-Bestimmung mit Hilfe natürlicher Radionuklide

Neben dem künstlichen Radionuklid Cäsium-137 können die natürlichen Radionuklide U-238, Ra-226 und Pb-210 aus der Uran/Radium-Zerfallsreihe und Ra-228 aus der Thorium-Zerfallsreihe sowie K-40 gamma-spektrometrisch gemessen werden.

Von JASINSKA ET AL. wurde 1980 auf den Zusammenhang, dass von einem annähernd konstanten Verhältnis der spezifischen Aktivität zwischen K-40 und der Summe der von Ra-226 und Th-232 herrührenden natürlichen Radionuklide im Tieflandboden ausgegangen werden kann, hingewiesen.

Auf dem 18. Symposium „Radiation Protection Physics“ der TU Dresden wurden 1986 von LEHMANN ET AL. die Beziehungen zwischen der spezifischen Aktivität von K-40 und Th-232 (Ra-228) bzw. Ra-226 an Proben aus weichselzeitlichen und weichsel-saalezeitlichen Substraten nordischer Herkunft und aus holozänen Küstenschwemmsanden vorgestellt.

Zwischen den spezifischen Aktivitäten von K-40 mit Ra-228 bzw. Ra-226 ist eine deutliche Korrelation festzustellen. Diese Beziehung kann zur Validierung der gemessenen Cäsium-137-Aktivität herangezogen werden.

2.3.4 Cäsium-Technik – Anwendung in der Bodenforschung

Für Aussagen über eine Zeitperiode der letzten 35-40 Jahre wird das Radionuklid Cäsium-137 genutzt und für eine Zeitperiode der letzten 250 Jahren das natürlich vorkommende Blei-210 (HE U. WALLING, 1996).

Da im Rahmen dieser Arbeit nur Cäsium-137 zur Anwendung kommt, sollen die nachfolgenden Ausführungen darauf beschränkt werden.

Die Cäsium-137-Technik ist eine erprobte und anerkannte Methode der Erosionsforschung (ROGOWSKI U. TAMURA, 1965), die mit den Jahren weiterentwickelt und vielfach in unterschiedlichen Regionen angewandt wurde.

RITCHIE und MCHENRY (1990) zitieren ca. 30 Veröffentlichungen, in denen Cäsium-137 zur Bodenverlustuntersuchung genutzt wurde. Auch auf dem 1. und 2. „International Symposium on Tillage Translocation and Tillage Erosion“ (1997 in Kanada und 1999 in Belgien) wurde die Anwendung der Cäsium-137-Technik diskutiert.

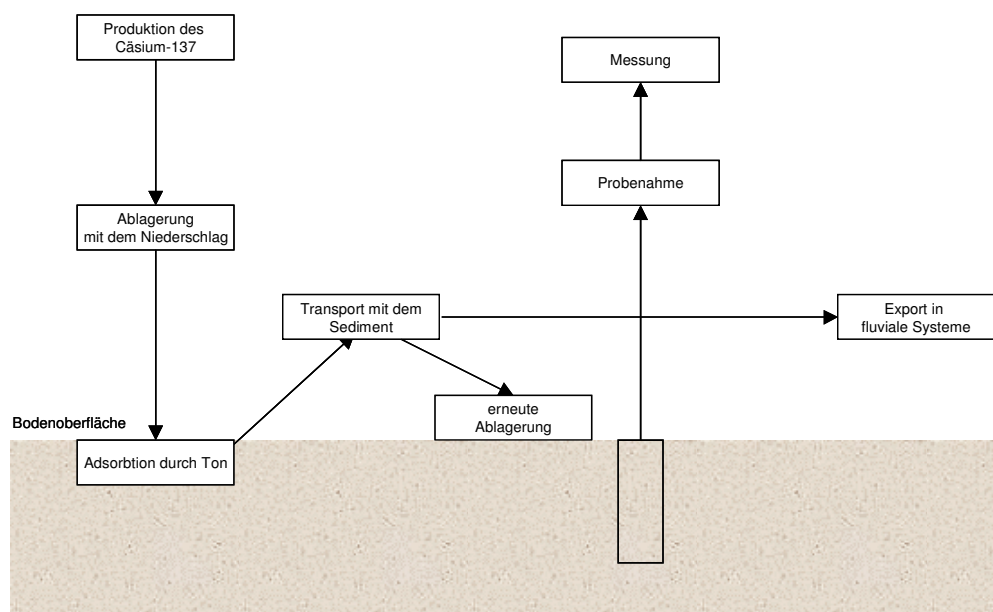


Abb. 4: Die Grundlage der Cs-137-Technik für die Untersuchung der Erosion und Akkumulation (nach WALLING U. QUINE, 1990)

Unterschiedliche Cäsium-Gehalte geben Rückschlüsse zur Gesamtbewegung des Bodens innerhalb einer Landschaft in einem bestimmten Zeitraum, ohne zwischen verschiedenen Prozessen zu differenzieren.

Aus den gemessenen Cäsiumgehalten erhält man zunächst die räumliche Verteilung in Abtrags- und Auftragsbereiche. Ein Vergleich mit den Gehalten nicht ackerbaulich genutzter ebener Referenzflächen erlaubt eine Bewertung der unterschiedlichen Muster.

Mit Hilfe von Modellen kann dann die Summe der aus verschiedenen Prozessen resultierenden Bodenverlagerung und die durchschnittliche Verlagerungsrate für einen Zeitraum von 35-40 Jahren ermittelt werden (GOVERS ET AL., 1996).

Durch die schichtweise Ermittlung der Cäsiumkonzentrationen innerhalb eines Probe-nahmeprofils kann die jährliche Abbaurate des Cäsiums bestimmt werden. Dies erlaubt eine zeitliche Zuordnung der Bodenerosionsraten.

Die Besonderheiten der Methode sind:

- (1) Die gemessene Erosionsrate stellt die Summe aller erosiven Bodenverlagerungen dar,
- (2) die gemessene Erosionsrate ist ein Durchschnitt für die letzten 35-40 Jahre und ist deshalb weniger von extremen Ereignissen beeinflusst,
- (3) die Methode erlaubt qualitative Informationen über die räumliche Verteilung der Gesamt-erosion und –deposition (Muster der Bodenneuverteilung) und Quantifizierung der Bodenerosionsrate,
- (4) eine einmalige Probenahme im standortspezifischen Raster ist an jedem Untersuchungs-standort ausreichend,
- (5) die Methode erlaubt eine Anwendung auf unterschiedlichen Standorten sowie unterschiedlichen topographischen Positionen in der Landschaft (SCHULLER ET AL., 2004),
- (6) die Methode ist begrenzt auf Standorte, auf denen flächenhafte bzw. flache Rillenerosion dominieren, da tiefe Rillen oder Gräben die Neuverteilung des Unterbodens nach sich ziehen und dieses Material kein Cäsium-137 enthält (BELYAEV ET AL., 2005).

2.3.5 Tracer zur Bestimmung der mechanischen Bodenbewegung durch Bodenbearbeitung

Schon 1934 wurden Experimente zur Charakterisierung der Bodenbewegung durch die Bearbeitung und die Bearbeitungsverlagerung durchgeführt (LOBB ET AL., 1997).

Die Bearbeitungserosion wurde 1942 (MECH U. FREE) das erste Mal experimentell gemessen, dann jedoch lange Zeit nicht weiter intensiv untersucht. Ursache war, dass die Schäden durch die Bearbeitungserosion nicht sofort offensichtlich waren, sondern erst nach längeren Zeiträumen infolge der Veränderung der Bodeneigenschaften zu Tage traten (LOBB ET AL., 1997).

Aber auch die Entwicklung der USLE (WISCHMEIER U. SMITH, 1978) führte zu einer einseitigen Konzentration der Forschung auf die Wassererosion.

Die wachsende Erkennung der Bedeutung der Bearbeitungserosion hat in den späten 80iger und frühen 90iger Jahren zu systematischen Untersuchungen dieses Prozesses geführt sowie zur Verbesserung der experimentellen Methoden und Interpretation der Messergebnisse.

Die Messung der Bodenbewegung durch die Bearbeitungswerkzeuge kann mit verschiedenen Tracern erfolgen, die in den Boden eingebracht werden müssen. Es werden 2 Methoden angeboten:

- ⇒ die Bestimmung der Bewegungsmuster von einzelnen Tracern (individual tracers) und
- ⇒ die Bestimmung der durchschnittlichen Bodenbewegung über die Veränderung der Tracerkonzentration im Boden (tracer concentrations).

Bei der ersten Methode, der „hole-drilling method“, werden vor der Bearbeitung die Tracer einzeln in den Boden eingebracht und genau eingemessen. Nach der Bearbeitung werden die Tracer lokalisiert und ihre veränderte Position bestimmt. Aus der Verlagerungsentfernung der einzelnen Tracer kann die mittlere Verlagerungsentfernung kalkuliert werden. Als Tracer wurden verschiedene Materialien erprobt und genutzt (Tab. 4).

Bei der zweiten Methode, der „trench method“, wird in einer definierten Parzelle (Plot) senkrecht zur Bearbeitungsrichtung eine festgelegte Konzentration an Tracern eingebracht. Nach der Bearbeitung wird die verbliebene Konzentration im Plot sowie die Tracerkonzentration in fortschreitender Bearbeitungsrichtung bestimmt. Anschließend wird von der räumlichen Verteilung des Tracermaterials die mittlere Verlagerungsentfernung abgeleitet. Auch hier können verschiedene Materialien eingesetzt werden (Tab. 4).

Tab. 4: Tracer zur Bestimmung der Bodenbewegung (Auszug aus einer Zusammenstellung von VAN MUYSEN ET AL., 1997)

Tracertyp	Referenz	Tracertyp	Referenz
individual tracers (hole-drilling method)		tracer concentrations (trench method)	
Plastekugeln	GOVERS ET AL. (1994A)	bemalte Bodenaggregate	KOUWENHOVEN, TERPSTRA (1970)
sechseckige Stahltracer	LINDSTROM ET AL. (1990, 1992)	bemalte Glaskugeln	KOUWENHOVEN, TERPSTRA (1973)
kleine Magneten	MC COOL ET AL. (1996)	Cäsium-137	LOBB ET AL. (1995)
Aluminiumwürfel	POESEN ET AL. (1997)	Splitt	GUIRESSE, REVEL (1995)
bemalte Gesteinsfragmente	POESEN ET AL. (1997)	Chlorid	KACHANOSKI ET AL. (1992)
Plastewürfel	SHARIFAT ET AL. (1994)	Keramikkugeln	STARICKA ET AL. (1990, 1991)
bemalte Steine	TURKELBOOM ET AL. (1997)	Kies	REVEL ET AL. (1993)
Plaste mit einem Magnetkern	YORSTON ET AL. (1990)	gefärbter Kies	ZHANG ET AL. (2004)

2.4 Modellentwicklung zur Analyse von Landschaftsräumen

Um die Prozesse vollständig beschreiben sowie von ausgewählten Hangcatenen in größere Gebiete übertragen zu können, wurden Modelle entwickelt.

Aus der Literaturanalyse und aus Informationen der Kooperationspartner sind eine Vielzahl von Modellen bekannt. Eine Auswahl ist in folgender Tabelle dargestellt:

Tab. 5: Modelle zur Bestimmung der Gesamtbodenverlagerung sowie der Verlagerung durch Bearbeitungserosion

lfd. Nr.	Modell	Grundlage	Ergebnis	Referenzen
I. Modelle auf der Basis der Cäsium-Bestimmung zur Ermittlung der Gesamtbodenverlagerung				
1	Proportionales Modell	Unterstellt wird, dass der Bodenverlust direkt proportional zur Cäsium-Menge der Bearbeitungsschicht ist	Durchschnittliche Bodenneuverteilungsrate (berechnet je Jahr) (Ausweisung der Ab- und Aufträge)	MITCHELL ET AL., 1980 ; DE JONG ET AL., 1983 ; FREDERICK ET AL., 1988; MARTZ ET AL., 1987; KACHANOSKI, 1987; VANDEN BERGHE ET AL., 1987; WALLING ET AL., 1990 ; SUTHERLAND, 1992
2	Einfaches Masse-Bilanz-Modell	Bezug genommen wird auf die Inputs als auch den Verlust des Cäsiums an einem Profil seit dem Cäsium-Niederschlag 1963	Durchschnittliche Bodenneuverteilungsrate (berechnet je Jahr) (Ausweisung der Ab- und Aufträge)	ZHANG ET AL., 1990A
3	Masse-Bilanz-Modell	Berücksichtigung der zeitlichen Variation des Cäsium-Niederschlages und der möglichen Verlagerung von Cäsium infolge von Oberflächenabfluss	Durchschnittliche Bodenneuverteilungsrate (berechnet je Jahr) (Ausweisung der Ab- und Aufträge)	KACHANOSKI ET AL., 1984 ; QUINE, 1989; WALLING ET AL., 1990, 1993; HE ET AL., 1997
4	Masse-Bilanz-Modell unter Berücksichtigung der Bodenbewegung durch die Bearbeitung	Quantifizierung der Wirkung der Bodenbearbeitung auf die Cäsium-Verteilung im Boden als Teil der Gesamtverlagerung	Jährliche Nettobodenneuverteilungsrate (Erosions- und Akkumulationsrate) aus der Bodenneuverteilungsrate durch Bearbeitung und der Bodenneuverteilungsrate der Wassererosion	WALLING ET AL., 1993
5	Cäsium-Tiefenverteilungs-Modell	Tiefenverteilung des Cäsiums in Bodenprofilen im Vergleich zu unbearbeiteten Böden mit einer exponentiellen Abnahme des Cäsium-Gehaltes mit zunehmender Tiefe	Jährliche Bodenverlust- und Akkumulationsrate (Gesamttransport)	WALLING ET AL., 1990 ; ZHANG ET AL., 1990B
6	Diffusions- und Migrations-Modell	Berücksichtigung der zeitabhängigen Tiefenverteilung des Cäsiums in unbearbeiteten Böden	Jährliche Bodenverlust- und Akkumulationsrate (Gesamttransport)	PEGOYEV ET AL., 1978 ; WALLING ET AL., 1993 ; HE ET AL., 1997
II. Modelle zur Beschreibung der Bodentransportrate durch Bodenbearbeitung				
7	Einfaches Bodenbewegungsmodell	Eindimensionale Berechnung (lineare Regressionsanalyse), basierend auf dem Zusammenhang zwischen dem transportierten Boden je m und dem Hanggradienten	Bestimmung der jährlichen Bodenbewegung für einzelne Plots (1,5 x 0,46 x 0,24 m) über Höhenveränderungen in der Zeiteinheit	LINDSTROM ET AL., 1990; 1992

lfd. Nr.	Modell	Grundlage	Ergebnis	Referenzen
8	Zweikomponenten-Modell	Diffusionsbasiertes Modell, Kalkulation der Erosions- und Ablagerungsraten aus der Differenz zwischen kalkuliertem Abfluss und kalkuliertem Zufluss je Teilstück (Zelle) sowie der mechanischen Transportrate je Teilstück	Abtrag und Auftrag als Ergebnis der Wassererosion (WeroSed-Modul als Erweiterung der USLE) und der Bearbeitungserosion (Tillage-Modul)	GOVERS ET AL. 1994A
9	TEP (Tillage Erosion Prediction)	Diffusionsbasiertes konzeptionelles Modell, Kalkulation der Höhenänderung für jedes Hangsegment	Kalkulation von Abtrag und Akkumulation infolge der Bodenverlagerung durch Bearbeitung für einzelne Hangabschnitte	SCHUMACHER ET AL., 1999; LINDSTROM ET AL., 2000
10	Bearbeitungs-erosionsmodell (eindimensional)	Bodenabtrag als Ergebnis der Bearbeitungserosivität und der Hangmorphologie basierend auf der Beziehung zwischen Bearbeitungsverlagerung und Hanggradient sowie Hangwölbung	Bodenverlagerung und Nettobodenverlagerung durch Bearbeitung	LOBB ET AL., 1999B
11	Exponentialmodell	Verlagerung und Nettoverlagerung werden als Exponentialfunktion ausgedrückt, Einbeziehung des Einflusses des Hanggradienten und der Hangkrümmung	Größenordnung der Bodenverlagerung, Bodenneuverteilungsmuster bezogen auf die Bearbeitungsschicht an Hängen	LOBB ET AL., 1999C

Modelle, deren Anwendbarkeit für die Jungmoränenlandschaften möglich erscheinen, sind nachfolgend genauer dargestellt.

2.4.1 Modelle zur Ermittlung der Bodenverlagerung (auf der Grundlage der Daten der Cäsium-137-Untersuchungen)

Zur Ableitung der quantitativen Bestimmung der Erosion ist es notwendig, eine standortspezifische Kalibrierungsbeziehung aufzustellen, die sich auf das Ausmaß des Cäsiumverlustes zur Erosionsrate bzw. der Cäsiumzunahme zur Akkumulationsrate bezieht.

Alle in Tab. 5 (I.) aufgeführten 6 Modelle erlauben die quantitative Beschreibung der jährlichen Bodenerosions- und Akkumulationsrate.

Die Modelle zur Umwandlung des in der Landschaft gemessenen Cs-137 zur Bestimmung der Bodenneuverteilungsrate beziehen sich auf den Cs-137-Gehalt (Bq m^{-2}). Diese Gehalte werden in Beziehung gesetzt zu den Bodenverlust- und -auftragsraten ($\text{t ha}^{-1} \text{a}^{-1}$).

Zur Verfügung stehen proportionale Modelle (Tab. 5, Nr. 1) und Masse-Bilanz-Modelle (Tab. 5, Nr. 2-4 für bewirtschaftete Böden und Nr. 5-6 für unbewirtschaftete Böden). Sie unterscheiden sich in ihrer Komplexität.

Das **proportionale Modell** (Nr. 1) ist ein einfaches theoretisches Modell. Es wird davon ausgegangen, dass die Änderung des Cäsiumgehaltes in der Pflug- bzw. Bearbeitungsschicht direkt proportional zur durchschnittlichen Bodenneuverteilungsrate ist.

Es handelt sich um ein lineares Modell. Bei diesem Modell erfolgt eine sehr vereinfachte Darstellung der Realität, besonders in Bezug auf die Akkumulation des Cäsiums im Boden. Es wird davon ausgegangen, dass die Cs-137-Konzentration im erodierten Boden seit dem Eintrag aus der Atmosphäre konstant bleibt.

In der Literatur wird darauf verwiesen, dass das proportionale Modell häufig zu Überschätzungen der Erosionsrate führen kann (WALLING U. HE, 1997).

Die Masse-Bilanz-Modelle sind differenzierter und physikalisch basiert.

Beachtet wird die Cs-137-Historie, die Veränderung der Konzentration in der Pflugschicht durch die Vermischung mit dem Unterboden, die Erosionsereignisse vor der Bearbeitung und die Charakterisierung der Ausgangstiefenverteilung des Cs-137.

Das **Einfache Masse-Bilanz-Modell** (Nr. 2) ist leicht anwendbar. Es wird die progressive Abnahme der Cs-137-Konzentration des Bodens innerhalb der Pflugschicht infolge der Vermischung des im Boden enthaltenen Cs-137 mit dem Unterbodenmaterial berücksichtigt.

Der Nachteil dieses Modells ist die vereinfachte Darstellung des Cs-137-Inputs. Es wird davon ausgegangen, dass der Gesamtcäsiumfallout 1963 erfolgte, anstatt über eine längere Periode von Mitte der 50iger Jahre an. Nicht berücksichtigt ist außerdem die mögliche Verlagerung von Cäsium infolge von Oberflächenabfluss.

Im **Masse-Bilanz-Modell Nr. 3** sind diese beiden Nachteile des einfachen Modells beachtet.

Es werden die zeitliche Variation des Cs-137-Niederschlages und seine Ausgangsverteilung im Boden berücksichtigt. Dabei wird von einer exponentiellen Ausgangsverteilung des Cs-137-Fallouts im Bodenprofil ausgegangen.

Da die Ablagerung des Cs-137 aus der Atmosphäre hauptsächlich mit Niederschlag verbunden ist, kann ein Teil des jährlichen Cs-137-Inputs von der Bodenoberfläche durch Wassererosion (Oberflächenabfluss) vor der Verbindung mit der Pflugschicht durch die Bearbeitung entfernt worden sein. Diese mögliche Verlagerung wird mitberücksichtigt.

Durch Einbeziehung dieser weiteren Parameter sind die Ergebnisse realistischer als die der ersten beiden Modelle. Nachteilig ist jedoch die Vielzahl von Eingabeparametern.

Im **Masse-Bilanz-Modell Nr. 4** wird die durch die Bearbeitung verursachte Bodenbewegung von der Verlagerung infolge von Oberflächenabfluss unterschieden.

Die Bodenbearbeitung führt zu einer Neuverteilung des Bodens innerhalb einer Ackerfläche mit dem enthaltenen Cs-137. Im Modell wird diese Wirkung am Cs-137-Gehalt quantifiziert.

Die verbleibende Komponente spiegelt die Neuverteilung durch die Wassererosion wider. Dieses Modell gilt für Hangtransekte parallel zur Fließ- (Hang-) richtung.

Die Modelle 5 und 6 sind für unbearbeitete Böden anwendbar. Da diese in der Arbeit nicht betrachtet werden, wird auf diese Modelle nicht weiter eingegangen. Sie sind bei WALLING UND HE (1997) beschrieben.

Einschränkungen bei der Genauigkeit der Modelle müssen beachtet werden.

Das betrifft die Verlagerung von Bodenmaterial durch Wind- oder Wassererosionsprozesse. Dies resultiert in einer Verdünnung der Cäsiumaktivität in der Pflugschicht, da es zu einem Auftrag von Material bzw. Einmischung kommen kann, welches möglicherweise kein Cäsium enthält (SUTHERLAND, 1992).

Der Einfluss selektiver Sedimenttransporte führt zu einer weiteren Begrenzung der Modellanwendung. Präferentieller Transport von feinem mit Cäsium angereichertem Material kann zu Fehlern bei der Berechnungen an den einzelnen Punkten führen.

2.4.2 Modelle zur Beschreibung der Bodentransportrate durch Bodenbearbeitung

Zur qualitativen und quantitativen Bestimmung der Bodenverlagerung an einem Hang bei Anwendung unterschiedlicher Werkzeuge sind die Modelle 7 bis 11 aus Tab. 5 (II.) anwendbar.

Die Anwendung der Modelle beruht auf der Grundlage der Verlagerungsentfernung, die mithilfe der Tracer zur Bestimmung der Bodenbewegung ermittelt wurden (Kapitel 2.3.5) und den daraus abgeleiteten Ergebnissen.

Die Daten der Bodenverlagerung durch Bearbeitung werden zunächst durch die Beziehung zwischen der Verlagerungsentfernung in Bearbeitungsrichtung und dem Hanggradienten analysiert.

Dabei werden negative Hanggradienten für die Bearbeitung hangabwärts und positive für die hangaufwärts gerichtete Bewegung genutzt (LINDSTROM ET AL., 1992; GOVERS ET AL., 1994A; POESEN ET AL., 1997). Diese Beziehung kann durch eine einfache Regressionsanalyse beschrieben werden.

Im Ergebnis erhält man die mittlere horizontale Verlagerungsentfernung D_d [m] (Gl. 1).

nach GOVERS ET AL. (1994A)

$$D_d = A + BS \quad \text{[Gleichung 1]}$$

D_d mittlere Verlagerungsentfernung hangauf- oder -abwärts [m]

S Hanggradient [m m^{-1}]

A, B Koeffizienten der Regressionsgleichung

Eine Erweiterung dieser Beziehung ist, die Bearbeitungsverlagerung als einen diffusions-typischen geomorphologischen Prozess zu betrachten (GOVERS ET AL., 1994) und durch eine einfache Konstante, dem Bearbeitungstransportkoeffizienten k [kg m^{-1}], zu charakterisieren:

$$k = -D_p B \quad \text{[Gleichung 2]}$$

k Bearbeitungstransport- oder Diffusionskoeffizient

p_b Bodenlagerungsdichte [kg m^{-3}]

D Bearbeitungstiefe [m]

B Koeffizient aus der Regressionsanalyse [m] (Gleichung 1)

Dieser Koeffizient k ist das Maß für die Intensität der Bearbeitungserosion für einen Bearbeitungsgang unter gegebenen Bedingungen und kann für jedes Bearbeitungswerkzeug bestimmt werden.

Die Größe des Diffusionskoeffizienten k ist abhängig von den jeweiligen Ausgangsbodenbedingungen und dem sich daraus ergebenden bodenmechanischen Verhalten verschiedener Böden (Bodenart, Bodenfeuchte, Bodendichte) (VAN MUYSEN ET AL., 1999).

Bei Betrachtung einer Anbaufolge kann durch eine Summierung der k -Werte der verschiedenen Werkzeuge eine ausreichend genaue Abschätzung des Transportes erfolgen.

Der Diffusionskoeffizient ist Eingangsparameter für die Mehrzahl der im Folgenden beschriebenen Modelle.

Unter Anwendung der Beziehung aus Gleichung 2 kann die Einheitsbodentransportrate in der jeweiligen Bearbeitungsrichtung Q_s [kg m^{-1}] an jedem spezifischen Punkt eines Feldes wie folgt kalkuliert werden:

$$Q_s = kS \quad \text{[Gleichung 3]}$$

Q_s kalkuliert noch nicht direkt die Bodenerosion, da dieser Wert eine Bodenflussrate an einem Querschnitt für eine spezifische Bearbeitungsoperation oder mehrere Bearbeitungsgänge repräsentiert. Bodenverlust oder Bodenzunahme erfolgt an einem Hangsegment bestimmter Einheitsbreite, wenn der ankommende Fluss unterschiedlich zum verlassenden Fluss ist.

Die Nettobodenverlagerung gibt die Intensität des Verlagerungsprozesses wieder und ist abhängig von der Hangneigung und der Bearbeitungstiefe.

Die Nettobodenverlagerung hangabwärts ergibt sich für ein Transekt senkrecht zum Hang nach GOVERS ET AL. (1994A) aus folgender Gleichung:

$$Q_s = \frac{Q_{s,down} + Q_{s,up}}{2} \quad [\text{Gleichung 4}]$$

Q_s Nettobodenverlagerung [kg m^{-1}]

$Q_{s,down}$ Bodentransportrate bei Bearbeitung hangabwärts

$Q_{s,up}$ Bodentransportrate bei Bearbeitung hangaufwärts

wobei $Q_{s,down} = p_b \cdot D_{d,down} \cdot D$ [Gleichung 5]

und $Q_{s,up} = -p_b \cdot D_{d,up} \cdot D$ [Gleichung 6]

ist.

Nach QUINE ET AL. (1999) wird die Einheitsbodentransportrate nach folgender Formel bestimmt:

$$Q_s = k_3 + k_4 S \quad [\text{Gleichung 7}]$$

$$k_3 = D_t p_b k_1 \quad [\text{Gleichung 8}]$$

$$k_4 = D_t p_b k_2 \quad [\text{Gleichung 9}]$$

k_3 und k_4 Bodentransportkoeffizienten [kg m^{-1} pro Bearbeitungsgang]

D_t Bearbeitungstiefe [m]

p_b Trockenrohdichte [kg m^{-3}]

S Hanggradient [m m^{-1}]

Diese Gleichung findet Anwendung bei Bearbeitung in nur einer Richtung, das gilt insbesondere für manuelle Bearbeitung.

Die Verlagerung des Bodens infolge der Bearbeitung variiert innerhalb einer Landschaft als Ergebnis verschiedener Faktoren.

Diese Faktoren schließen die Konstruktion und die Handhabung der Bearbeitungsgeräte als auch die Topographie und Bodeneigenschaften der Landschaft ein (LOBB ET AL., 2000).

Die Folge dieser Schwankungen im Bodentransport ist die Nettobodenneuverteilung innerhalb der Landschaft, die Bearbeitungserosion.

Die Bearbeitungserosionsrate [kg m^{-2}] wird nach ZHANG ET AL. (2004) unter Nutzung der Bodentransportrate bestimmt.

Entsprechend der Bodenflussgleichung und der Länge des betrachteten Hangsegments wird der mittlere Bodenverlust pro m^2 und Bearbeitungsgang bestimmt.

Für einen gegebenen Hangabschnitt wird die Bearbeitungserosionsrate ausgedrückt als:

$$R = Q_s / L_d \quad [\text{Gleichung 10}]$$

R Bearbeitungserosionsrate [kg m^{-2} pro Bearbeitungsgang oder pro Jahr]

Q_s Nettobodenverlagerung hangabwärts [kg m^{-1} pro Bearbeitungsgang] (s. Gl. 4)

L_d Länge der untersuchten Parzelle [m]

Um das Erosionsrisiko durch die Bearbeitung prognostizieren zu können, finden folgende Modelle Anwendung:

Bei dem **einfachen Bodenbewegungsmodell** (Nr. 7) handelt es sich um ein relativ einfaches Modell zur Beschreibung der Bodenbewegung.

Es erfolgt eine eindimensionale Berechnung (lineare Regressionsanalyse).

Es wird die Beziehung zwischen der Entfernung des transportierten Bodens und dem Hanggradienten ermittelt.

Die ermittelte jährliche Nettobodenverlagerung basiert auf der Höhenänderung einzelner betrachteter Blöcke (0,24 m (Pflugtiefe) x 0,46 m (Pflugscharbreite) x 1,5 m (betrachtetes Raster)). Jedem Raster wird eine mittlere repräsentative Höhe zugeordnet.

Die Bewegung der Blöcke wird auf der Grundlage der Regressionsgleichung kalkuliert. Zwischen zwei Blöcken werden die linearen Unterschiede (durch Pflugtiefe und Scharbreite) in der Bewegung abgeschätzt und in ein Volumen konvertiert.

Anschließend wird die neue Höhe bestimmt, wobei von einem einheitlichen Abtrag bzw. einer einheitlichen Zunahme über die 1,5 x 0,46 m Fläche des Bodenblocks ausgegangen wurde.

Über das Volumen und die Masse kann eine jährliche Verlagerung ermittelt werden.

Das **Zweikomponenten-Modell** von GOVERS (Nr. 8) zeigt über ein Feldtransekt für eine unterschiedliche Anzahl von Jahren die Veränderung des Oberflächenniveaus der Abtrags- und Auftragsbereiche.

Grundlage für dieses Modell ist der Diffusionskoeffizient k .

Die Abschätzung der Bodenneuverteilung ergibt sich aus der Oberflächenabflusserosion (WeroSed-Modul als Erweiterung des USLE-Modells) und der Bearbeitungserosion (Tillage-Modul). Das Ergebnis wird als relative Verteilung der zwei Verlagerungsarten angegeben.

Das **Modell TEP** (Tillage Erosion Prediction) (Nr. 9) ist ebenfalls ein auf dem Diffusionskoeffizienten k basierendes Modell und dient der Kalkulation der Nettobodenbewegung für individuelle Hangabschnitte eines Feldtransektes und zur Erkennung von Hangbereichen mit erhöhten Bodenverlusten oder Bodenakkumulationen.

Das Modell wird im Zusammenhang mit einem Wassererosionsmodell (WEPP) genutzt.

Grundlage ist eine Regressionsgleichung, die 1992 von LINDSTROM ET AL. entwickelt wurde. Diese beschreibt die Bodenbewegungsentfernung sowohl parallel als auch senkrecht zur Bearbeitungsrichtung mit dem Pflug.

Von LOBB ET AL. (1999B) wurde ein **Bearbeitungserosionsmodell** (Nr. 10) für die topographisch komplexen Landschaften Südwest-Ontarios entwickelt.

Der Prozess der Bodenverlagerung durch Bearbeitung wird bestimmt durch die Konstruktion der Bearbeitungswerkzeuge, die Tiefe und Ausführungsgeschwindigkeit der Eingriffe, die technische Abstimmung zwischen Zugmaschine und Geräten sowie der Fahrweise des Traktoristen.

Die Faktorenkombination unterscheidet sich demnach für jede einzelne bzw. kombinierte Operation und muss experimentell sowohl für ebene Flächen als auch für differenzierte Hänge (Gradient und Krümmung variieren) ermittelt werden.

Zusammenfassend kann zum Stand der Modellentwicklungen sowie zu Erfahrungen mit ihrer Anwendung folgendes festgestellt werden:

Die Modelle haben sich seit dem Beginn der 80iger Jahre verbessert.

Die realen Prozesse können zunehmend genauer beschrieben werden.

Das hat jedoch teilweise zur Folge, dass mit zunehmender Komplexität der Modelle die Zahl der Eingabeparameter steigt.

Insbesondere die Erosionsmodelle zur Vorhersage der Bodenneuverteilung wurden weiter entwickelt. Neuerer Modelle, wie das Modell WATEM (VAN OOST ET AL., 2000), SPEROS-C (VAN OOST ET AL., 2005) oder SORET (DE ALBA, 2003) würden weitere Datenaufnahmen erfordern.

3 Ziele der vorliegenden Arbeit

Das Problem der Bodenerosion wurde national und international wissenschaftlich umfassend bearbeitet.

Wie die Auswertung des internationalen Wissensstandes belegt, spielen erosionsbedingte Bodenverlagerungen nach wie vor für den Stoffhaushalt in vielen Landschaften einschließlich der Umweltbelastung sowie der Degradierung von Böden eine entscheidende Rolle.

Die Risikoabschätzungen bezogen sich jedoch bisher vorwiegend auf wasser- und wind-erosionsbedingte Stoffverlagerungen.

Aus der Literatur geht hervor, dass der Bodenverlagerung infolge der Bodenbearbeitung auf hängigen Ackerflächen ebenfalls eine erhebliche Bedeutung zukommen kann.

Regionen mit stark wechselnder Morphologie der Bodenoberfläche sind wegen des hohen Anteils konvexer Hangmuster für die Bearbeitungserosion prädestiniert.

Aufgrund bisheriger Untersuchungen zur Wassererosion unter den klimatischen Bedingungen Mitteleuropas sind die Bodentransporte durch Wassererosion mäßig einzuschätzen, die durch Bearbeitungserosion (tillage erosion) dagegen vermutlich verhältnismäßig hoch anzusetzen.

Das könnte eine Erklärung für den hohen Anteil überprägter Böden sein, die im nordostdeutschen Tiefland allein durch die Sedimentakkumulation infolge der Wassererosion nicht erklärbar sind.

Eine eher mäßige Niederschlagserosivität im Untersuchungsraum und die Zunahme der Intensität der Bodenbearbeitung bekräftigen diese Annahme.

Es muss also davon ausgegangen werden, dass innerhalb einer Landschaft stets mehrere Prozesse gleichzeitig stattfinden. Je nach erosionsauslösenden und beeinflussenden Faktorenkombinationen überwiegt bei einem Ereignis oder in einem bestimmten Zeitraum jeweils eine Form.

Genauere Untersuchungen zur Differenzierung der durch Oberflächenabfluss und Bodenbearbeitung initiierten Transporte und ihre Quantifizierung sind Voraussetzung für eine bodenschonende Bewirtschaftung.

Folgende Teilziele werden angestrebt.

1. Aufklärung der Bodenverlagerung der vergangenen Jahrzehnte in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung an vier Beispielcatenen mit differenzierter Hangausformung.

Mittels Cäsium-137-Untersuchungen soll die Gesamtverlagerung als Folge der Wassererosion und der Bodenbearbeitung über die genaue Analyse der Sedimente in den Akkumulationsbereichen charakterisiert werden.

Dazu dient der Vergleich zwischen intensiv bearbeiteten Hängen und unbearbeiteten Referenzflächen.

Der Vergleich zwischen der Gesamtverlagerung und langjährigen Abträgen durch Wassererosion (Plotmessungen sowie Berechnungen mittels Modellen (E2D/E3D)) wird die Zuordnung zu beiden landschaftsverändernden Transportformen erlauben.

Die Plausibilität der Cäsium-137-Analysen wird eingeschätzt.

2. Aufklärung der Translokation von Boden im Bearbeitungshorizont, hervorgerufen durch die wichtigsten Werkzeuge der Grundbodenbearbeitung (Scharpflug, Grubber, Scheibenegge).

Da die Werkzeuge in Abhängigkeit von der Hangausformung differenzierte Translokation sowohl hangab- und hangaufwärts als auch seitlich verursachen, werden Vergleiche eines Feldexperimentes mit mechanischen Tracern, die der spezifischen Bodendichte sowie der Aggregatgröße entsprechen, gezogen.

Die Ergebnisse haben das Ziel, eine verbesserte Einschätzung der Translokation verschiedener Bodenbearbeitungssysteme zu ermöglichen.

3. Erprobung und Empfehlung eines Modells zur Bestimmung der Gesamtbodenverlagerung und des Anteils der Bodenbearbeitung an der Bodenverlagerung auf den untersuchten Standorten.

Die Prüfung verschiedener aus der Literatur bekannter und erprobter Modelle soll zur Auswahl und Empfehlung eines einfachen Modells nach der Erprobung mit eigenen Daten führen.

Daraus werden Schlussfolgerungen für die Präzisierung der potentiellen Bodenerosionsgefährdung und die weiteren wissenschaftlichen Fragestellungen gezogen.

4 Material und Methoden

4.1 Standortauswahl

4.1.1 Untersuchungsstandorte der langjährigen Bodenverlagerung

Ziel war die Auswahl repräsentativer hängiger Ackerflächen mit intensiver agrarischer Nutzung sowie entsprechender Referenzflächen, d.h. ungestörte unbewirtschaftete ebene Graslandflächen, die im Umkreis von maximal 1 km Entfernung zu den untersuchten Hängen liegen müssen.

Es wurden vier Untersuchungsstandorte ausgewählt. Entsprechend der in unmittelbarer Nähe liegenden Orte wurden die Standorte wie folgt benannt:

Standort 1	Basedow	Catenatyp I	(Steilcatena)
Standort 2	Holzendorf	Catenatyp IV	(Steilcatena)
Standort 3	Augustenfelde	Catenatyp III	(Flachcatena)
Standort 4	Müncheberg	Catenatyp II	(Flachcatena)

Die Standorte 1-3 liegen in der Uckermark und gehören zu der naturräumlichen Einheit des „Uckermärkischen Hügellandes“.

Die ausgewählten Schläge Basedow und Holzendorf besitzen für das Gesamtterritorium der Umgebung typische Standortbedingungen. Der Standort Augustenfelde liegt im Bereich der zum Rückland der Mecklenburgischen Seenplatte zählenden Uckermärkischen Lehmplatte (GRIMM ET AL., 1996). Das Gebiet befindet sich im Randbereich einer welligen Grundmoränenplatte. Die Bodentypen der Region sind repräsentativ für die im südlichen Teil der Uckermark anzutreffenden Böden.

Das Klima der Region wird mit einer mittleren Jahrestemperatur von 8,4°C und einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 505 mm (Prenzlau 1954-2004) charakterisiert. Häufig tritt Vorsommertrockenheit auf.

Standort 4 befindet sich innerhalb der typischen pleistozänen Moränenlandschaft. Hier liegen bereits Untersuchungen zur Bodenverlagerung von LI (1999) vor. Diese Ergebnisse werden bei der Auswertung zum Vergleich herangezogen.

Tab. 6: Standortdaten für die Untersuchungsflächen

Untersuchungsstandort	Standorttyp	Leitbodenformen, Begleitbodenformen	Substratflächentyp	Neigungsflächentyp
Basedow	D1a	Sand-Rosterde - Sand-Braunerde	Sand	flach mit stark geneigten Anteilen
Holzendorf	D5a	Salmtieflehm-Fahlerde - Lehm-Parabraunerde	Tieflehm mit Lehm	flach mit stark geneigten Anteilen
Augustenfelde	D5b	Lehm-Parabraunerde - sehr mächtiger Torf	Lehm und Tieflehm	stark geneigt
Müncheberg	D2a	Sand-Braunerde - Sand-Rosterde	Sand mit Tieflehm	flach geneigt

D1a Sickerwasserbestimmte Sande

D2a Sickerwasserbestimmte Sande und Sande mit Tieflehm

D5a Sickerwasserbestimmte Lehme und Tieflehme

D5b Staunässe- und /oder grundwasserbestimmte Lehme und Tieflehme

Zur Vorauswahl der Untersuchungsstandorte wurde die digital vorliegende Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK) 1:100.000 (mmk_bbg_vermost) sowie die Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK) 1:25.000 genutzt.

Ausschlaggebende Kriterien waren der Standorttyp, der Substratflächentyp und der Neigungsflächentyp, die in Tab. 6 für die ausgewählten Flächen zusammengefasst sind.

Wichtig bei der Auswahl war, dass die Untersuchungsflächen langjährig ackerbaulich genutzt wurden.

Für die Schläge Basedow und Holzendorf liegen Nachweise einer Ackernutzung seit 1826 in der Arbeit von RÖVER (2004) vor. Nach der Bodenreform kam es zur Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung. Ab 1967 nahmen die Flächengrößen zu.

Für den Standort Augustenfelde kann mit Hilfe von historischen Karten ebenfalls eine Ackernutzung seit dem Jahr 1827 nachgewiesen werden (Historische Karte von 1827, 54°53' der Breite 31°32' der Länge, Bande III, Blatt 4).

Für die Jahre 1985/86 bis 2004 liegen die angebauten Fruchtarten für die Standorte 1-3 vor.

Tab. 7: Nutzung der Untersuchungsflächen seit 1826


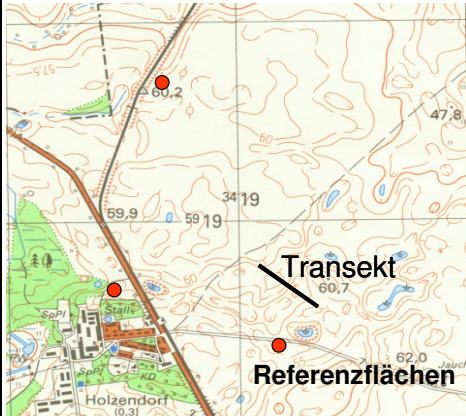
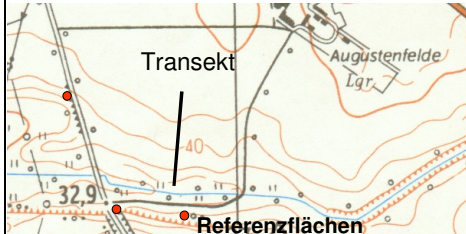
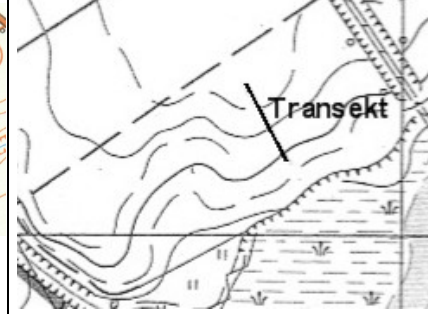
Jahr	Basedow*	Holzendorf*	Augustenfelde**	Müncheberg***
1826/27	Ackerbau	Ackerbau	Ackerbau	Ackerbau
1883	Ackerbau	Ackerbau	Ackerbau	Ackerbau
1919	Ackerbau	Ackerbau	Ackerbau	Ackerbau
1967	Körnerfrüchte	Feldfutter/Körnerfrüchte	Ackerbau	Ackerbau
1970	Feldfutter	Körnerfrüchte	Ackerbau	Ackerbau
1985	Ackerbau	Ackerbau	Winterweizen, So-Futterroggen	Grasland
1986	Winterroggen	Winterraps	Kartoffeln	Grasland
1987	Silomais	Luzerne/Gras	Winterweizen, So-Futterroggen	Grasland
1988	Winterroggen	Luzerne/Gras	Wintergerste	Grasland
1989	Winterroggen	Luzerne/Gras	Winterraps, So-Futterroggen	Grasland
1990	Winterroggen	Winterraps	Zuckerrüben	Grasland
1991	Stilllegung am Wald, Rest Raps	Winterroggen	Winterweizen	Grasland
1992	Silomais	Hafer 12 ha (Rest Winterweizen)	Mais	Grasland
1993	Stilllegung am Wald, Rest Silomais	Silomais		Grasland
1994	Stilllegung am Wald, Rest Raps	Zuckerrüben	Winterweizen	Grasland
1995	Winterroggen	Sommergerste	Winterweizen	Grasland
1996	Stilllegung am Wald, Rest Flachs	Winterweizen	Winterraps	Grasland
1997	Stilllegung am Wald, Kiesgrube Silomais, Rest Winterroggen	Triticale	Wintergerste	Grasland
1998	Triticale	Winterraps	Winterraps	
1999	Raps Nonfood	Winterweizen	Winterweizen	
2000	Triticale	Wintergerste	Grünbrache	
2001	Stilllegung am Rand, Rest Winterraps	Winterraps	Wintergerste	
2002	Stilllegung am Wald, Rest Triticale	Winterweizen	Winterraps	
2003	Stilllegung am Rand, Rest Triticale	Winterweizen	Winterweizen	
2004	Stilllegung	Winterraps	Winterraps	

* nach Röver (2004) 1826-1970

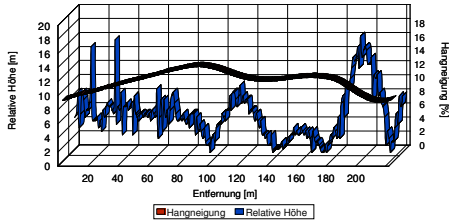
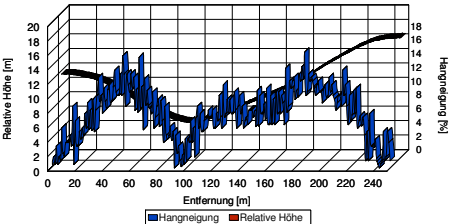
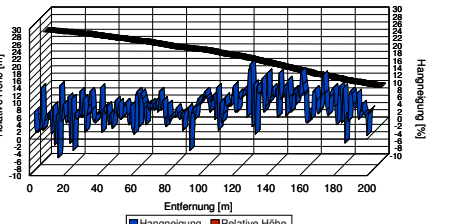
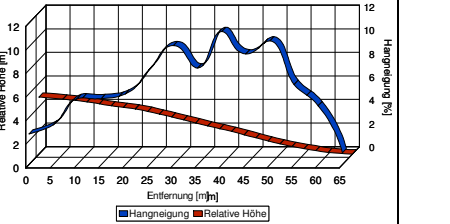




** Historische Karten 1827-1970

*** Angaben Li (1999) Grasland seit 1982

Tab. 8: Beschreibung der Untersuchungsstandorte

	Basedow	Holzendorf	Augustenfelde	Müncheberg
Catenatyp	<i>Steilcatena</i> der Sand-Hügel und Hänge mit anhydromorphen Böden	<i>Steilcatena</i> der lehmigen Grundmoräne mit vorwiegend anhydromorphen Böden	<i>Flachcatena</i> der mäßig-schwach übersandeten Grundmoränen mit vorwiegend anhydromorphen Böden	<i>Flachcatena</i> der stark übersandeten Grundmoränen mit anhydromorphen Böden
Lage	 <p>ca. 6 km nordwestlich von Prenzlau in unmittelbarer Nähe des Ortes Basedow</p>	 <p>ca. 15 km von Prenzlau entfernt zwischen Holzendorf und Steinfurth nahe Dedelow</p>	 <p>am Dreescher Seegraben, östliches des Uckersees, zwischen Dreyershof und Seelübbe in unmittelbarer Nähe des Ortes Augustenfelde</p>	 <p>Versuchsgelände des ZALF Müncheberg e.V.</p>
Bewirtschafter	Quillowtal Agrar GmbH	Schröter GbR	Agrargenossenschaft Uckermark Görzitz	ZALF Müncheberg e.V.
Standorttyp	<i>D1a</i> sickerwasserbestimmte Sande 66 %, <i>D2a</i> sickerwasserbestimmte Sande und Sande mit Tieflehm 11 %, <i>D3a</i> sickerwasserbestimmte Tieflehm und Sande 14 %, <i>D3b</i> grundwasser- und staunässebestimmte Sande und Tieflehm 9 %	<i>D5a</i> sickerwasserbestimmte Lehme und Tieflehm 51 %, <i>D5b</i> staunässe- u./o. grundwasserbeeinflusste Lehme und Tieflehm 41 %, <i>Mo2b</i> tiefgründige Torfmoore 8 %	<i>D5a</i> sickerwasserbestimmte Lehme und Tieflehm 57 %, <i>D5b</i> staunässe- u./o. grundwasserbeeinflusste Lehme und Tieflehm 43 %	<i>D2a</i> sickerwasserbestimmte Sande und Sande mit Tieflehm

	Basedow	Holzendorf	Augustenfelde	Müncheberg
Charakteristische Böden der Catenen	<p>Oberhangbereich: Sand-Ranker und Sand-Rendzina</p> <p>Mittelhangbereich: Sand-Braunerden</p> <p>Hangfußbereich: Bändersand-Braunerden und Kolluvialsand-Braunerden</p>	<p>Oberhangbereich: Lehm-Parabraunerden</p> <p>Mittelhangbereich: Salmtieflehm-Braunstaugleye</p> <p>Hangfußbereich: Lehmunterlagerte Kolluvialsande und Amphigley-Humusgleye</p>	<p>Oberhangbereich: Lehm-Parabraunerde</p> <p>Mittelhangbereich: Tieflehm-Fahlerde und Salmtieflehm-Fahlerde</p> <p>Hangfußbereich: Kolluvialsandtieflehm- Braunstaugleye und Kolluvialsand- Amphigleye</p>	<p>Oberhangbereich: Sandbraunerde</p> <p>Mittelhangbereich: Sandbraunerde</p> <p>Hangfußbereich: Kolluvisol</p>
Hydromorphieflächentyp	durchgehend sickerwasserbestimmt	stau-, grund- und sickerwasserbestimmt	stau-, grund- und sickerwasserbestimmt	durchgehend sickerwasserbestimmt
Potentielle Wasser-erosions-gefährdung	gering	stark	stark	stark
Potentielle Winderosions-gefährdung	stark	mittel	keine	stark
Transekt				
Länge	222 m	250 m	200 m	65 m
Koordinaten	RW: 5418776, HW: 5913599; RW: 5418694, HW: 5913404	RW: 5419420, HW: 5917848; RW: 5419670, HW: 5917785	RW: 5426832, HW: 5905864; RW: 5426825, HW: 5905664	RW: 5440900, HW: 5820600
Hangneigung				
Mittelwert	5,2 %	7,5 %	7,8 %	6,6 %
Maximum	16,5 %	16 %	19 %	11,4 %
Maximale Höhendifferenz	0,17 m	0,16 m	0,20 m	

	Basedow	Holzendorf	Augustenfelde	Müncheberg
Relative Höhe und Hangneigung				
Besonderheiten und Voruntersuchungen	 <p>starker Wechsel zwischen konvexen und konkaven Abschnitten</p> <p>starke potentielle Winderosionsgefährdung – Lage des Transekts in der Nähe der Waldkante (Flurgehölze schützen den Boden auf das 25fache ihrer Höhe, so dass ein winderosionsbedingter Eintrag aus der Hauptwindrichtung W-O innerhalb und um das Transekt herum als gering eingestuft werden kann)</p> <p>Profiluntersuchungen von HIEROLD</p>	 <p>starker Wechsel zwischen konvexen und konkaven Abschnitten</p> <p>Standortkundliche Aufnahmen im Rahmen einer Dissertation von THAMM UND HEYMANN (1984)</p>	 <p>langer gestreckter Hang mit starker potentieller Wassererosionsgefährdung</p> <p>Profiluntersuchungen für typische durch Wassererosion beeinflusste Bodenformen am Mittelhang und Unterhang (DEUMLICH ET AL., 2003)</p> <p>Bodendauerbeobachtungsflächen (GRIMM ET AL., 1996)</p>	 <p>langer gestreckter Hang mit starker potentieller Wassererosionsgefährdung</p> <p>Seit 1982 Untersuchungen zur Bodenverlagerung infolge von Wassererosion bei intensiver und extensiver Bewirtschaftung</p>

4.1.2 Untersuchungsstandort zur Bestimmung der Transportraten ausgewählter Bearbeitungswerkzeuge

Die Untersuchungen wurden auf der Flach-Catena der stark übersandeten Grundmoräne mit anhydromorphen Böden (Catenatyp II) auf dem Untersuchungsgelände des ZALF Müncheberg durchgeführt.

Die Untersuchungsfläche liegt in unmittelbarer Nähe des von LI 1999 untersuchten Hangtransektes.

Zum Zeitpunkt der Bearbeitungsversuche erfolgten an benachbarten Hangabschnitten parallel Messungen zur Wassererosion.

In Tab. 9 sind detaillierte Angaben zum Standort zusammengefasst.

Tab. 9: Standortbeschreibung des Feldversuches

Bodentyp	Sandbraunerde
Bodenart	schwach lehmiger Sand (SI2) (Feinschluff und Ton 8,0 %, Grob- und Mittelschluff 10,6 %, organische Bodensubstanz 1,04 %)
Hanglänge	46,5 m
Hangneigung	
Maximum	8,8 °
Durchschnitt	4,4 °



Abb. 5: Versuchsfläche Müncheberg

4.2 Probenahme und Analyse

4.2.1 Spezielle Untersuchungen mit dem Tracer Cäsium-137

Zur Bestimmung der unterschiedlichen Cäsium-137-Aktivitäten wurden an verschiedenen Hangpositionen sowie auf mehreren Referenzflächen Bodenproben genommen.

Der Abstand der Probenahmepunkte richtete sich dabei nach der Lage im Transekt. An den Übergängen zwischen konvexen und konkaven Hangabschnitten wurde ein dichter Abstand gewählt als an lang gestreckten Hangabschnitten.

Für alle Probenahmepunkte wurden die Hangposition, die Horizonte und die Bearbeitungstiefe bestimmt.

Die Proben wurden schichtweise jeweils bis zum Erreichen des Unterbodens entnommen, an Akkumulationsprofilen bis maximal 1 m Tiefe. Alle Referenzflächen wurden bis zu einer Tiefe von 60 cm beprobt.

Die Schichttiefe betrug auf der Ackerfläche 2,5 cm bis zu einer Bodentiefe von 10 cm. Unterhalb von 10 cm Bodentiefe erfolgte die Probenahme in 5 cm tiefen Schichten.

Ausnahme bildet der Standort Basedow. Hier betrug für alle Probenahmepunkte die Schichttiefe 5 cm. Bei den Referenzflächen wurde bis 10 cm Bodentiefe eine Schichttiefe von 2 cm und unterhalb von 5 cm gewählt.

Genauere Angaben zu den Probenahmen der einzelnen Untersuchungstransekte sind der folgenden Tabelle zu entnehmen:

Tab. 10: Probenahme zur Bestimmung der Cäsium-137-Aktivität

Probenahmeort	Transektlänge	Anzahl Profile auf der Ackerfläche	Profilbezeichnung	Anzahl Referenzprofile	Profilbezeichnung	Probenahmezeitpunkt
Basedow	222 m	13	P1-P13	2	P14, P15	Sept. 2003
		2	P16, P17	2	P14a, P15a	Sept. 2004
Holzendorf	250 m	13	H1-H13	3	H14-H16	März-April 2004
Augustenfelde	200 m	10	A1-A10	3	A11-A13	Mai 2004
Müncheberg	65 m	16	Profil 1-14	1	Profil 0	November 1997

Die Proben wurden gewogen und anschließend bei 30 °C getrocknet (Trockenschrank).

Nach der Trennung des trockenen Bodens mittels eines 2 mm Plastesiebes erfolgte die getrennte Bestimmung der organischen Bestandteile (Wurzeln, Pflanzenreste) und des Steingehaltes aus dem Anteil > 2 mm.

Der Anteils < 2 mm wurde für die gammaspektrometrische Messung der Cäsiumaktivität genutzt.

Parallel zur Probenahme für die Cäsium-Bestimmung wurde die Trockenrohdichte mittels Stechzylinder (100 cm³) in 5 facher Wiederholung für jede Probenahmetiefe sowie der aktuelle Bodenwassergehalt, die Textur und der Gehalt an organischer Bodensubstanz (OBS-Gehalt) bestimmt.

Gammaspektrometrische Bestimmung der Cäsium-137-Aktivität

Die Bestimmung der Cäsium-137-Aktivität erfolgte am Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) Berlin im Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt.

Mittels GMX-Detektor wurden die spezifische Aktivitäten von Cs-137 sowie die natürlichen Radionuklide Pb-210, U-238, Ra-228 und K-40 bestimmt (Messanleitungen herausgegeben vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit).

Die Messunsicherheit wird gemäß DIN 1319 (1983) angegeben (Vertrauensniveau $1 - \alpha = 95 \%$).

Bestimmung der Bodenparameter

Bodendaten	Analysemethode (BODENKUNDLICHE KARTIERANLEITUNG, 2005)
Bodenwassergehalt, Trockenrohdichte	DIN ISO 11272
Textur	DIN ISO 11277
OBS-Gehalt	DIN ISO 10694

Die Angaben der Trockenrohdichten erfolgen abgestimmt auf die Modelle in kg m^{-3} .

4.2.2 Spezielle Untersuchungen im Feldexperiment

In Abb. 6 ist die Versuchsanlage veranschaulicht.

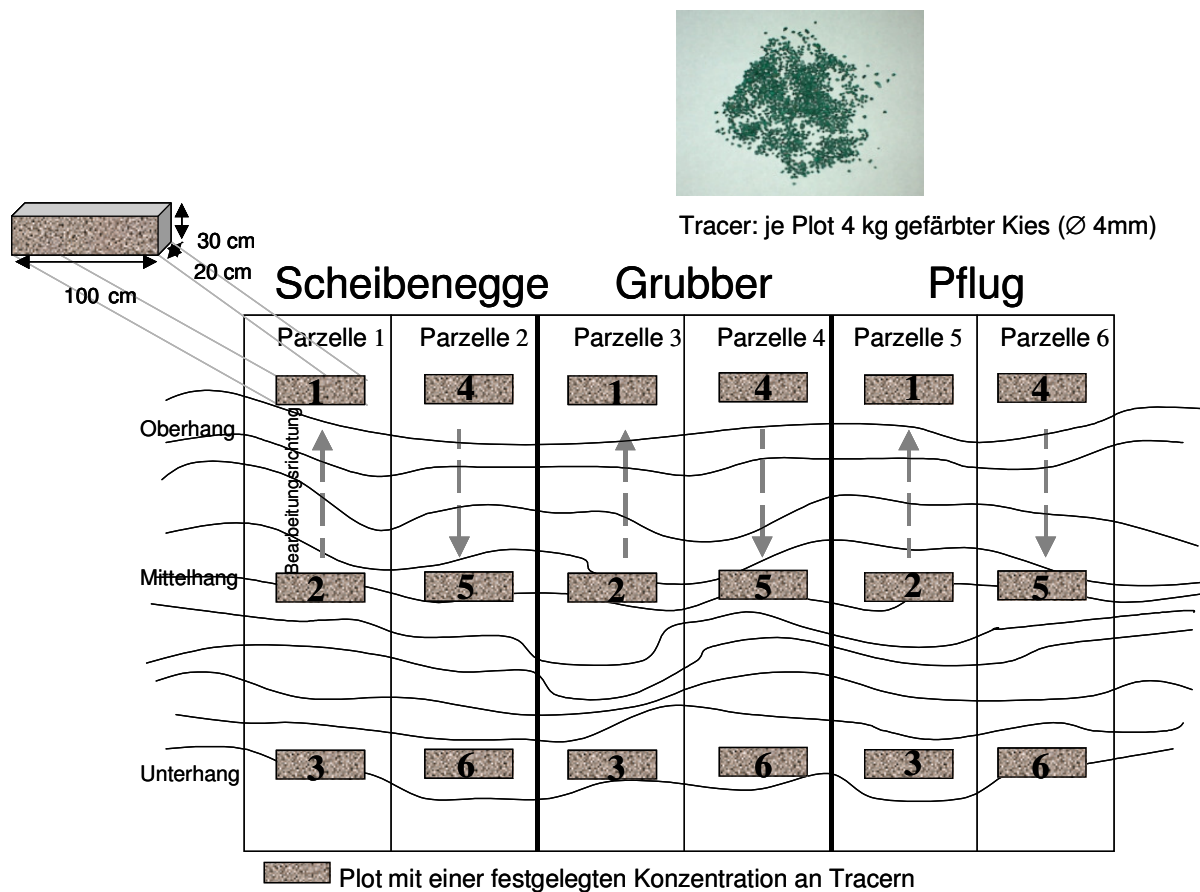


Abb. 6: Versuchsanlage zur Bestimmung der Transportrate ausgewählter Bearbeitungswerkzeuge (Skizze)

Wie in Kapitel 2.3.5 beschrieben, werden zwei Methoden unterschieden. Beide Methoden liefern eine genaue Messung der Bruttoverlagerung.

Für die Untersuchungen wurde die „tracer concentration“ – Methode gewählt, bei der die Bestimmung der durchschnittlichen Bodenbewegung über die Veränderung der Tracerkonzentration im Boden erfolgt. Nach LOBB ET AL. (2000) ist diese „Summenkurvenmethode“ die überlegene Methode.

Zur Auswahl eines geeigneten Tracers fanden Vorversuche statt. Hier wurden verschiedene Materialien, Konzentrationen und die entsprechenden Wiederfindungsraten unter Anwendung verschiedener Werkzeuge geprüft.

Abgeleitet aus den Ergebnissen der Vorversuche wurde in jeden Plot 4 kg grüner Aquariumkies eingemischt.

Der Tracer Kies hat eine Reindichte von $2,54 \text{ g cm}^{-3}$ und entspricht der Kornfraktion Feinkies. Die unregelmäßige Form des Aquariumkieses entspricht den Bodenparametern. Die Wiederfindungsrate lag in den Vorversuchen bei 96 bis 99 %.

Die Tracer wurden in Bodenquader (Plots) der Größe $1 \times 0,2 \times 0,3 \text{ m}$ eingebracht.

Hierzu wurde der Boden entsprechend der Plotgröße unter Verwendung eines Rahmens entnommen, mit den Tracern vermischt und das Boden-Tracer-Gemisch schichtweise wieder eingefüllt und rückverdichtet. Anschließend wurde die Bearbeitung der Parzellen mit dem Scharpflug, dem Grubber oder der Scheibenegge durchgeführt.

Für jedes Werkzeug wurde ein Streifen, bestehend aus zwei Parzellen, am Hang genutzt, wobei die eine Parzelle hangabwärts und die andere hangaufwärts bearbeitet wurde.

Innerhalb einer Parzelle erfolgte jeweils am Ober-, Mittel- und Unterhang die Anlage eines Plots quer zur Bearbeitungsrichtung.

Nach der Bearbeitung erfolgte die Bestimmung der Tracerkonzentration innerhalb der Plots sowie in horizontaler Bearbeitungsrichtung.

Hierzu wurde der Boden mit den verlagerten Tracern in $10 \times 10 \text{ cm}$ dicken Schichten (Bodensäulen) einzeln entnommen. Innerhalb der Plots war die Entnahmetiefe immer 30 cm, mit fortschreitender Entfernung vom Plot nahm die Tiefe ab.

Die seitliche Verlagerung wurde durch Beprobung rechts und links der Plotbreite (1m) berücksichtigt. Das Boden-Tracer-Gemisch wurde getrocknet, gesiebt und die Tracer vom Boden getrennt und die Masse der wiedergefundenen Tracer ermittelt.

Ein anschließendes Waschen der Tracer, wie es teilweise in der Literatur empfohlen wurde, erwies sich durch die geringe Verschmutzung als nicht erforderlich.

In der folgenden Übersicht sind die Angaben zum Versuchsablauf dargestellt:

Vorfrucht:	Sommergerste
Ernte:	19.09.2001
Nachbearbeitung:	Grubbern
Versuchsanlage:	24.-26.09.2001
Bearbeitung:	17.10.2001
Untersuchungen vor der Bearbeitung:	
Lagerungsdichte, Bodenfeuchte, Bodenbedeckung	
Untersuchungen während der Bearbeitung:	
Bearbeitungsgeschwindigkeit	
Untersuchungen nach der Bearbeitung:	
Lagerungsdichte, Bodenfeuchte, Bodenbedeckung	

Zur Bestimmung des topographischen Profils jeder Bearbeitungsbehandlung und zur Ableitung des Hanggradienten für jeden Plot wurden Flächennivellements im $1 \times 1 \text{ m}$ Raster aufgenommen.

In Abb. 7 sind die Flächennivellements für die bearbeiteten Streifen der Werkzeuge dargestellt.

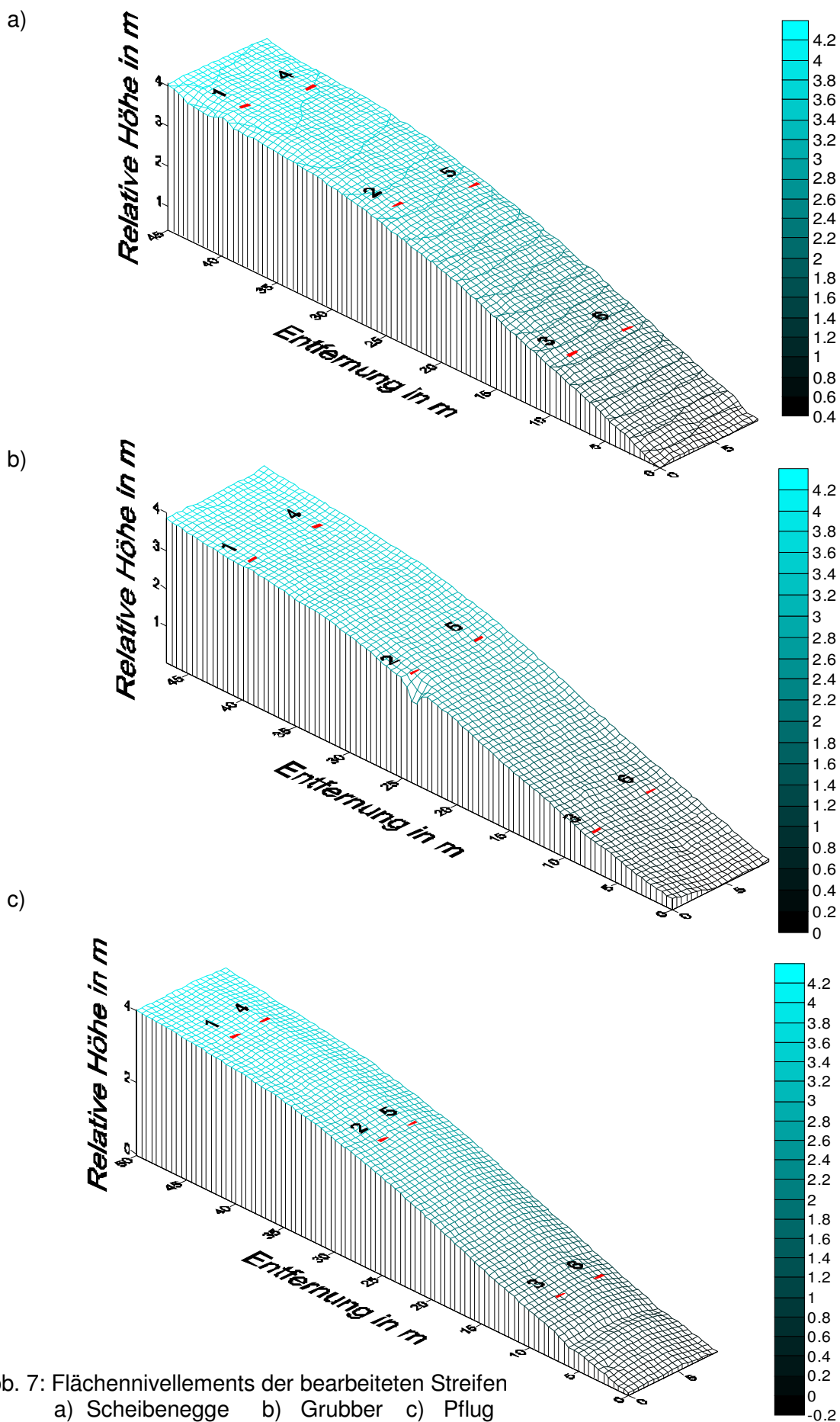


Abb. 7: Flächennivellements der bearbeiteten Streifen
a) Scheibenegge b) Grubber c) Pflug

Aus dem Flächennivellement wurde mit Hilfe des Programms ArcView die Hangneigung berechnet. Die Ergebnisse sind in Tab. 11 dargestellt.

Tab. 11: Angaben zu den untersuchten Streifen

Werkzeug	Hanglänge [m]	Hangneigung [°]	
		Mittelwert	Maximum
Scheibenegge	44,5	4,3	8,4
Grubber	46,5	4,4	8,3
Pflug	48,5	4,6	9,6
Mittelwert	46,5	4,4	8,8

4.2.3 Modellauswahl

Zur Bestimmung der Bodenneuverteilungsrate der ausgewählten Catenen werden von den in 2.4.1 beschriebenen Modellen folgende auf ihre Anwendbarkeit geprüft (Tab. 12):

Tab. 12: Modelle zur Bestimmung der Bodenneuverteilungsrate

Linear Proportionales Modell (LPM)	SUTHERLAND (1992)
Proportionales Modell	WALLING ET AL. (1990)
Masse-Bilanz-Modelle	WALLING UND HE (1997)

4.2.4 Statistische Verrechnung

Zur statistischen Verrechnung der in den Versuchen ermittelten Daten wurden die Programme WinSTAT und Excel genutzt.

Als Kenngrößen für die Lage und Streuung der Merkmalsausprägungen wurden das arithmetische Mittel, der Median und die Spannweite (Variationsbreite) berechnet. Weiterhin wurden Standardabweichungen und Variationskoeffizienten für die Messwerte bestimmt.

Die Beschreibung der Abhängigkeit eines Merkmales von einer Einflussgröße erfolgte mittels Regressionsanalyse. Für verschiedene Fragestellung wurden die Konfidenzintervalle bestimmt.

Zusammenhänge von Merkmalen wurden durch Korrelationen beschrieben.

Als Signifikanztest wurde der t-Test und der F-Test genutzt. Als Signifikanzniveau wurde $\alpha = 95 \%$ zugrunde gelegt.

5 Ergebnisse und deren Diskussion

5.1 Quantifizierung der Bodenverlagerung durch die verschiedenen Bearbeitungswerkzeuge auf Basis des Feldversuches

5.1.1 Kennwerte der Bodenverlagerung

Die Bearbeitungsverlagerung wird ausgedrückt als eine Masse von Boden, die infolge der Bearbeitung in Bearbeitungsrichtung bewegt wird.

Die Bestimmung der mittleren Verlagerungsentfernung und der Gesamtmasse des verlagerten Bodens erfolgte auf der Grundlage folgender Berechnungen:

- Bestimmung der **Wiederfindungsrate** μ sowie der **relativen Tracermasse** aus dem Masseverhältnis der eingebrachten zu den wiedergefundenen Tracern
- Berechnung einer **Summenkurve der Tracermasse** aus der Verteilung der verlagerten Tracer
- Kalkulation des **Volumens des transportierten Bodens** T_v [m³] aus dieser Summenkurve
- Bestimmung der **mittleren Verlagerungsentfernung** D_d [m] des Bodens aus dem Volumen, der Bearbeitungstiefe und der Plotbreite
- Bestimmung der **Gesamtmasse des verlagerten Bodens** T_M [kg m⁻¹] aus dem Volumen und der Trockenrohdichte vor der Bearbeitung bezogen auf 1 m Einheitsbreite

Die Bodenverlagerung variiert über die Breite der Bearbeitungsgeräte infolge der Geschwindigkeit und Anordnung der Werkzeuge. Deshalb basieren alle Verlagerungsmessungen auf einer Einheitsbreite von 1 m.

Parallel zu dem Bearbeitungsversuch wurden die Bodenfeuchte, die Trockenrohdichte und die Bodenbedeckung jeweils unmittelbar vor der Bearbeitung und nach der Bearbeitung sowie die Bearbeitungsgeschwindigkeit ermittelt.

5.1.2 Ergebnisse zur Bearbeitung mit der Scheibenegge

Wie aus Tab. 13 zu entnehmen ist, wurde zum Zeitpunkt der Bearbeitung eine durchschnittlichen Bodenfeuchte von 9,3 Gew.-% und einer Trockenrohdichte von 1567 kg m⁻³ innerhalb der angelegten Plots bestimmt.

Tab. 13: Boden- und Werkzeugparameter bei der Bearbeitung mit der Scheibenegge B 493 (3 m Arbeitsbreite)

Plot	Bodenfeuchte zum Zeitpunkt der Bearbeitung	Trockenrohdichte vor der Bearbeitung* im Plot auf dem Acker		Trockenrohdichte nach der Bearbeitung*	Bearbeitungstiefe	mittlere Bearbeitungsgeschwindigkeit
	[Gew.-%]	[kg m ⁻³]	[kg m ⁻³]	[kg m ⁻³]	[m]	[km h ⁻¹]
1 (OHA) hangaufwärts	7,4	1534	1505	1494	0,09	6,0
2 (MHA) hangaufwärts	7,9	1537	1494	1425	0,10	4,7
3 (UHA) hangaufwärts	11,2	1650	1612	1565	0,06	6,3
4 (OHA) hangabwärts	7,5	1562	1409	1508	0,11	6,3
5 (MHA) hangabwärts	9,8	1513	1558	1595	0,11	5,1
6 (UHA) hangabwärts	12,0	1604	1683	1682	0,09	7,1
MW des Werkzeugs	9,3	1567	1568	1545	0,09	5,9
STABW	2,0	51,3	96,3	89,6	0,02	0,8
Variationskoeffizient %	21,6	3,3	6,1	5,8	18,2	14,3

*Mittelwert der untersuchten Tiefen 5-25 cm

Die Bearbeitungstiefe und die Bearbeitungsgeschwindigkeit waren am Hang und für die Bearbeitungsrichtungen unterschiedlich. Die Bearbeitungstiefe war am Unterhang immer am niedrigsten, während die Bearbeitungsgeschwindigkeit am Mittelhang am geringsten und am Unterhang am höchsten war.

Die Wiederfindungsrate bei der Scheibenegge war sehr hoch. Im Mittel lag sie bei $97 \% \pm 2 \%$ (Tab. 14). Die Ergebnisse zeigen, dass die angewandte Methode für dieses Experiment zur Bestimmung der Bearbeitungsverlagerung geeignet ist.

Die mittlere Verlagerungsentfernung (Tab. 14) bei der Bearbeitung mit der Scheibenegge lag bei 0,10 m bei einem Maximum von 0,15 m am Mittelhang bei der Bearbeitung hangabwärts (Plot 5).

Tab. 14: Bearbeitungsverlagerungsentfernung und Tracerwiederfindungsrate bei der Bearbeitung mit der Scheibenegge

Hangaufwärts					Hangabwärts				
Plot	Hanggradient	mittlere Verlagerungsentfernung	maximale Verlagerungsentfernung	Wiederfindungsrate μ	Plot	Hanggradient	mittlere Verlagerungsentfernung	maximale Verlagerungsentfernung	Wiederfindungsrate μ
	[m m ⁻¹]	[m]	[m]			[m m ⁻¹]	[m]	[m]	
1 (OHA)	0,03	0,08	1,90	0,98	4 (OHA)	0,03	0,09	2,00	0,98
2 (MHA)	0,07	0,05	1,00	0,99	5 (MHA)	0,07	0,15	1,90	0,98
3 (UHA)	0,11	0,13	3,00	0,92	6 (UHA)	0,11	0,11	2,00	0,99
MW	0,07	0,09	1,97	0,96	MW	0,07	0,12	1,97	0,98
STABW	0,04	0,04	1,00	0,04	STABW	0,04	0,03	0,06	0,01
VK %	57,9	45,9	50,9	3,8	VK %	57,5	26,3	2,9	0,9
Hangauf- und -abwärts									
Maximum		0,15	3,00	0,99					
Minimum		0,05	1,00	0,92					
MW		0,10	1,97	0,97					
STABW		0,04	0,63	0,03					
VK %		35,2	32,3	2,7					

Für die Bearbeitung hangabwärts wurden höhere Werte der mittleren Verlagerungsentfernung gemessen als hangaufwärts, wobei hangaufwärts höhere Schwankungen um den Mittelwert auftraten (Variationskoeffizient 46 %).

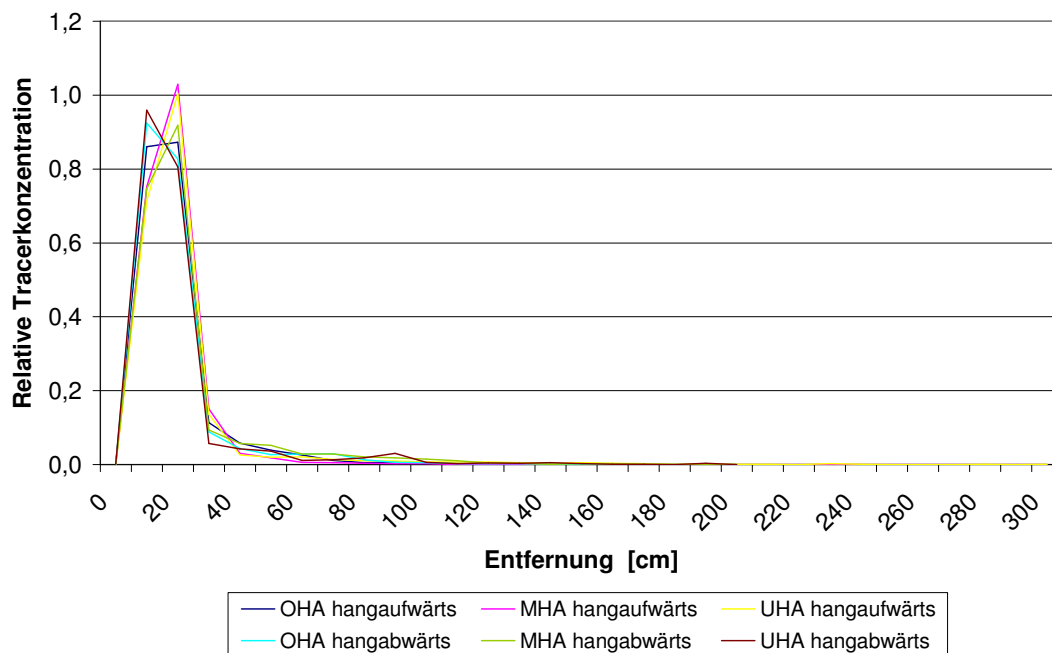


Abb. 8: Verlagerung der Tracer nach der Bearbeitung mit der Scheibenegge (hangauf- und -abwärts)

Die Hauptverlagerung findet innerhalb der ersten 30 cm statt (Abb. 8). Nur wenige Tracer werden weitertransportiert. Die Verlagerung findet oberflächlich, jedoch über eine relativ weite Distanz statt. Verlagerungen bis zu 3 m wurden auch von LINDSTROM ET AL. (1990) genannt.

TIESSEN ET AL. (2006) gaben eine mittlere maximale Verlagerungsentfernung bei der Bearbeitung mit der Scheibenegge von 2,57 m an. Im Durchschnitt lag die maximale Verlagerung im Versuch bei 1,97 m.

Im Mittel wurde am Hang $0,01 \text{ m}^3$ Boden verlagert. Das bedeutet eine durchschnittliche Masse von $15,04 \text{ kg (m Breite)}^{-1}$.

Hangabwärts lag das verlagerte Volumen und die verlagerte Masse an allen Hangpositionen über den Werten der Verlagerung hangaufwärts. Das durchschnittliche verlagerte Volumen hangabwärts betrug $0,012 \text{ m}^3$, hangaufwärts $0,007 \text{ m}^3$.

Im Mittel wurden hangabwärts $19,16 \text{ kg m}^{-1}$ Boden verlagert und hangaufwärts $10,92 \text{ kg m}^{-1}$.

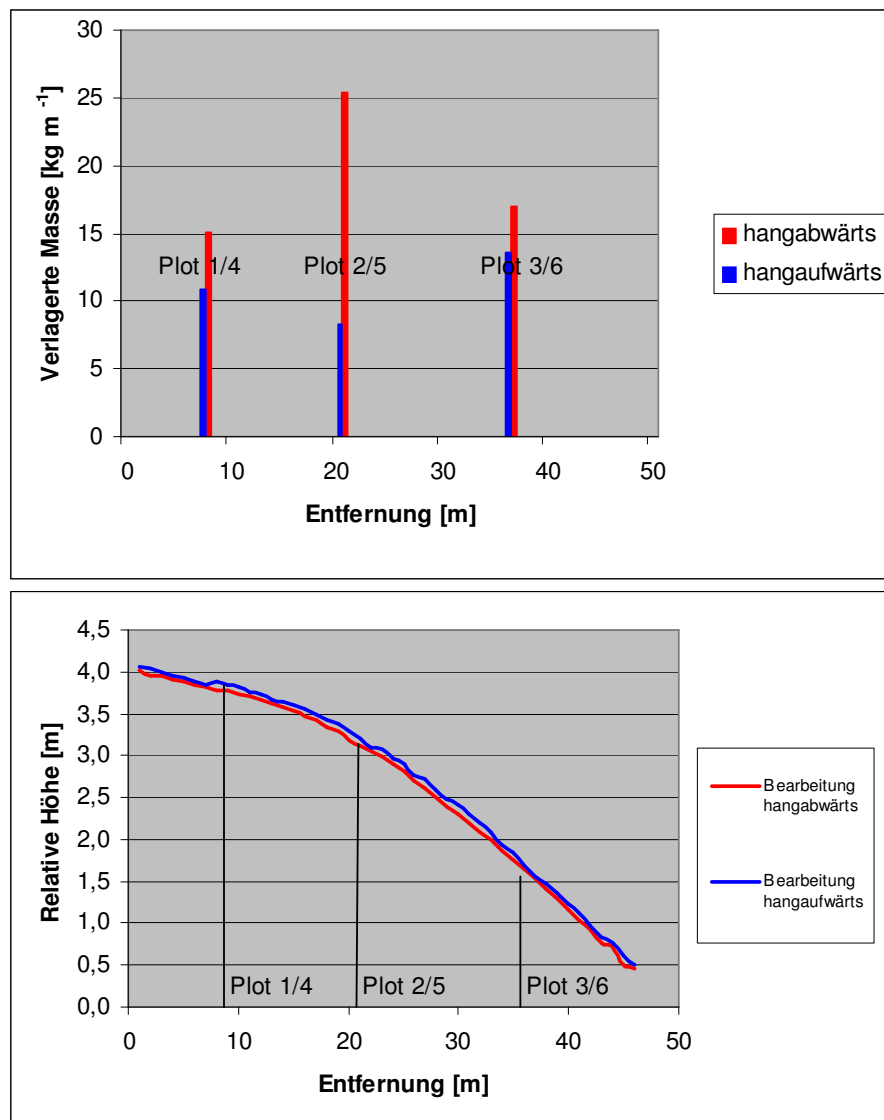


Abb. 9: Relative Höhe und Bodenverlagerung für die Bearbeitung mit der Scheibenegge hangauf- und -abwärts

Das Minimum (hangabwärts) und das Maximum (hangaufwärts) lagen nicht an der Oberhangposition, wie es bei einer Bearbeitung hangauf- und -abwärts erwartet würde.

Hangabwärts wurde die höchste Verlagerung am Mittelhang ermittelt, während hangaufwärts die Verlagerung am Unterhang am größten war (Abb. 9). Die Verlagerung war jedoch an

allen Hangpositionen hangabwärts höher als hangaufwärts, was auf eine Nettobodenbewegung hangabwärts schließen lässt.

Die Spannweite R, die Differenz zwischen dem größten und kleinsten Wert, ist aus der Literatur als ein Indikator für das Potential der Bearbeitungserosion bekannt (LOBB ET AL., 1999A). Die Spannweite für die verlagerte Masse T_M liegt im Versuch bei 17 kg m^{-1} .

Dieser Wert ist im Vergleich zu dem aus der Literatur genannten Wert von 56 kg m^{-1} für die Bearbeitung mit der Scheibenegge (LOBB ET AL., 1999A) verhältnismäßig niedrig.

In der Literatur wird vielfach die lineare Beziehung der mittleren Verlagerungsentfernung zum Hanggradienten bei der Bodenbewegung parallel zur Bearbeitungsrichtung beschrieben (GOVERS ET AL., 1994A; LINDSTROM ET AL., 1992; VAN MUYSEN ET AL., 1999; NYSSSEN ET AL., 2000; POESEN ET AL., 1997; QUINE ET AL., 1999; TURKELBOOM ET AL., 1999).

Für die Bearbeitung mit der Scheibenegge wurde deshalb die Beziehung der mittleren Verlagerungsentfernung D_d zum Hanggradienten für die Bearbeitung hangaufwärts und -abwärts untersucht (Abb. 10).

Eine lineare Abhängigkeit ist zu erkennen. Diese liegt jedoch unterhalb des üblichen Signifikanzlevels von 95%. Im Ergebnis eigener Untersuchungen werden nur ca. 11 % durch den jeweiligen Hanggradienten beeinflusst.

$$Y = A + B \cdot X$$

N	A	B	R	R-Quadrat
6	0,1	-0,14	0,34	0,11

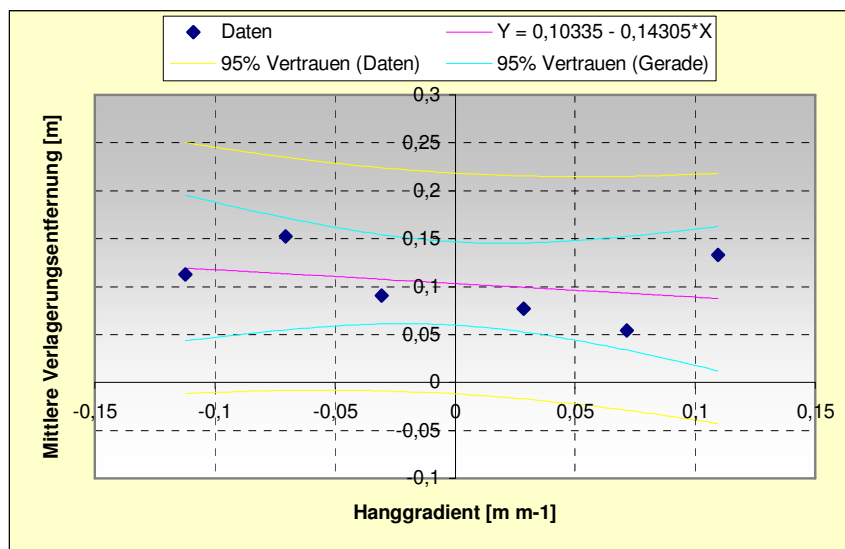


Abb. 10: Mittlere Verlagerungsentfernung in Beziehung zum Hanggradienten (negative Hanggradienten-Bearbeitung hangabwärts, positive Hanggradienten-Bearbeitung hangaufwärts) – Scheibenegge

Entsprechend der Gleichungen zur Bestimmung der Bodentransportrate nach GOVERS ET AL. (1994A) und der Bearbeitungserosion nach ZHANG ET AL. (2004) (Kapitel 2.4.2) wurden diese Größen für die Bearbeitung mit der Scheibenegge am untersuchten Hang berechnet.

Zur Berechnung des Bearbeitungskoeffizienten k wurde der Koeffizient der linearen Regression des Hanggradienten zur mittleren Verlagerungsentfernung benötigt. Dieser stammte aus der oben dargestellten Regressionsanalyse und beträgt für die Bearbeitung hangauf- und -abwärts $-0,14$ (Abb. 10). Die Länge der beprobten Parzelle (Hang), die zur Bestimmung der Bearbeitungserosionsrate erforderlich ist, beträgt $44,5 \text{ m}$.

Die Bodentransportrate hangabwärts liegt über der Bodentransportrate hangaufwärts (Tab. 15).

Die größte Transportrate hangabwärts wurde am Mittelhang (Plot 5) berechnet, da hier auch die mittlere Verlagerungsentfernung am größten war. Hangaufwärts wurde ebenfalls am Hangabschnitt mit der größten mittleren Verlagerungsentfernung (UHA Plot 3) die höchste Bodentransportrate bestimmt.

Tab. 15: Bodentransport- und Bearbeitungserosionsrate bei der Bearbeitung mit der Scheibenegge hangab- und -aufwärts an unterschiedlichen Hanggradienten

Plot	Hang- gradient	Trockenroh- dichte	Bearbeitungs- tiefe	mittlere Verlagerungs- entfernung	Einheitsboden- transportrate	Bearbeitungs- erosionsrate
	S	ρ_b	D	D_d	$Q_{s,down}$	$L_d=44,5\text{ m}$ R
	$[\text{m m}^{-1}]$	$[\text{kgm}^{-3}]$	$[\text{m}]$	$[\text{m}]$	$[\text{kg m}^{-1}]$	$[\text{t ha}^{-1}]$
4 (OHA)	-0,03	1562	0,11	0,09	15,1	3,4
5 (MHA)	-0,07	1513	0,11	0,15	25,4	5,7
6 (UHA)	-0,11	1604	0,09	0,11	17,0	3,8
MW	-0,07	1560	0,10	0,12	19,2	4,3
STABW	-0,04	45,4	0,01	0,03	5,5	1,2
VK %	57,5	2,9	8,1	26,3	28,7	28,7
Hangaufwärts						
Plot	Hang- gradient	Trockenroh- dichte	Bearbeitungs- tiefe	mittlere Verlagerungs- entfernung	Einheitsboden- transportrate	Bearbeitungs- erosionsrate
	S	ρ_b	D	D_d	$Q_{s,up}$	$L_d=44,5\text{ m}$ R
	$[\text{m m}^{-1}]$	$[\text{kgm}^{-3}]$	$[\text{m}]$	$[\text{m}]$	$[\text{kg m}^{-1}]$	$[\text{t ha}^{-1}]$
1 (OHA)	0,03	1534	0,09	0,08	-10,9	-2,4
2 (MHA)	0,11	1537	0,10	0,05	-8,3	-1,9
3 (UHA)	0,09	1650	0,06	0,13	-13,6	-3,1
MW	0,08	1574	0,08	0,09	-10,9	-2,5
STABW	0,04	66,2	0,02	0,04	-2,6	-0,6
VK %	54,3	4,2	23,6	45,9	24,1	24,1

Die Nettobodenverlagerung hangabwärts beträgt für den betrachteten Hang im Mittel $4,1\text{ kg m}^{-1}$, das entspricht einer Bearbeitungserosion von $0,9\text{ t ha}^{-1}$ pro Bearbeitungsgang (Tab. 16). Der Nettobodenverlust war am Mittelhang am größten.

Tab. 16: Nettobodenverlagerungs- und Bearbeitungserosionsrate an den einzelnen Hangpositionen bei der Bearbeitung mit der Scheibenegge

Hangposition	Qs	R
	$[\text{kg m}^{-1}]$	$[\text{t ha}^{-1}]$
OHA	2,1	0,5
MHA	8,5	1,9
UHA	1,7	0,4
Mittelwert	4,1	0,9

Für die Bearbeitung mit der Scheibenegge erhält man eine Diffusionskonstante k von 21 kg m^{-1} Bearbeitungsgang (Kap. 2.4.2 Gleichung 2, Koeffizient der linearen Regression für die Bearbeitung hangab- und -aufwärts - 0,14, durchschnittliche Bearbeitungstiefe 0,09 m, durchschnittliche Trockenrohdichte am Hang 1567 kg m^{-3}).

Insgesamt ist der Bodentransport durch die Scheibenegge an dem Versuchshang relativ gering.

5.1.3 Ergebnisse zur Bearbeitung mit dem Grubber

In Tab. 17 sind die Boden- und Werkzeugparameter für den Bearbeitungsversuch mit dem Grubber zusammengefasst.

Tab. 17: Boden- und Werkzeugparameter bei der Bearbeitung mit dem Lemken Grubber Smaragd 9/300 (3 m Arbeitsbreite)

Plot	Bodenfeuchte zum Zeitpunkt der Bearbeitung	Trockenrohdichte vor der Bearbeitung* im Plot		Trockenrohdichte nach der Bearbeitung*	Bearbeitungstiefe	mittlere Bearbeitungsgeschwindigkeit
	[Gew.-%]	[kg m ⁻³]	[kg m ⁻³]	[kg m ⁻³]	[m]	[km h ⁻¹]
1 (OHA) hangaufwärts	7,2	1544	1593	1579	0,17	5,2
2 (MHA) hangaufwärts	8,0	1541	1622	1481	0,14	kein Messwert
3 (UHA) hangaufwärts	9,6	1599	1691	1564	0,11	6,3
4 (OHA) hangabwärts	7,1	1486	1458	1573	0,15	6,3
5 (MHA) hangabwärts	10,9	1613	1655	1542	0,17	kein Messwert
6 (UHA) hangabwärts	11,1	1692	1608	1418	0,11	6,7
MW des Werkzeugs	9,0	1579	1605	1526	0,14	6,1
STABW	1,8	71,7	80,0	63,9	0,03	0,6
Variationskoeffizient %	20,1	4,5	5,0	4,2	19,1	10,3

*Mittelwert der untersuchten Tiefen 5-25 cm

Die Bodenfeuchte zum Zeitpunkt der Bearbeitung betrug für den untersuchten Hang 9 Gew.-%. Vom Oberhang zum Unterhang nimmt die Bodenfeuchte zu.

Die Bearbeitungstiefe liegt für die Bearbeitung hangauf- und -abwärts im Mittel bei 0,14 m, die mittlere Bearbeitungsgeschwindigkeit bei 6,1 km h⁻¹.

Eine Wiederfindungsrate von 96 % ± 1 % zeigt auch hier, dass die Methode zur Bestimmung der Bearbeitungsverlagerung für das Werkzeug Grubber an diesem Hang geeignet ist (Tab. 18).

Tab. 18: Bearbeitungsverlagerungsentfernung und Tracerwiederfindungsrate bei der Bearbeitung mit dem Grubber

Hangaufwärts					Hangabwärts				
Plot	Hanggradient	mittlere Verlagerungsentfernung	maximale Verlagerungsentfernung	Wiederfindungsrate μ	Plot	Hanggradient	mittlere Verlagerungsentfernung	maximale Verlagerungsentfernung	Wiederfindungsrate μ
	[m m ⁻¹]	[m]	[m]			[m m ⁻¹]	[m]	[m]	
1 (OHA)	0,04	0,40	4,00	0,97	4 (OHA)	0,03	0,38	2,70	0,94
2 (MHA)	0,09	0,32	3,60	0,93	5 (MHA)	0,11	0,50	4,00	0,96
3 (UHA)	0,09	0,23	2,90	0,97	6 (UHA)	0,11	0,53	3,20	0,97
MW	0,07	0,32	3,50	0,96	MW	0,08	0,47	3,30	0,96
STABW	0,03	0,09	0,56	0,02	STABW	0,05	0,08	0,66	0,02
VK %	43,1	28,0	15,9	2,0	VK %	53,9	17,1	19,9	2,0
Hangauf- und -abwärts									
Maximum		0,53	4,00	0,97					
Minimum		0,23	2,70	0,93					
MW		0,39	3,40	0,96					
STABW		0,11	0,55	0,02					
VK %		28,6	16,3	1,8					

Die mittlere Verlagerungsentfernung beträgt für die Bearbeitung mit dem Grubber 0,39 m bei einem Maximum von 0,53 m am Unterhang (Bearbeitung hangabwärts).

Für beide Bearbeitungsrichtungen nahm die mittlere Verlagerungsentfernung in Bearbeitungsrichtung zu.

Wie aus Abb. 11 zu ersehen ist, findet die Hauptverlagerung ähnlich wie bei der Scheibenegge innerhalb der ersten 30 cm statt. Anschließend folgt ein weiter oberflächiger Transport weniger Tracer.

Die maximale Verlagerungsentfernung liegt für den Grubber bei durchschnittlich 3,40 m. Hangaufwärts nahm die maximale Verlagerungsentfernung vom Unterhang zum Oberhang zu.

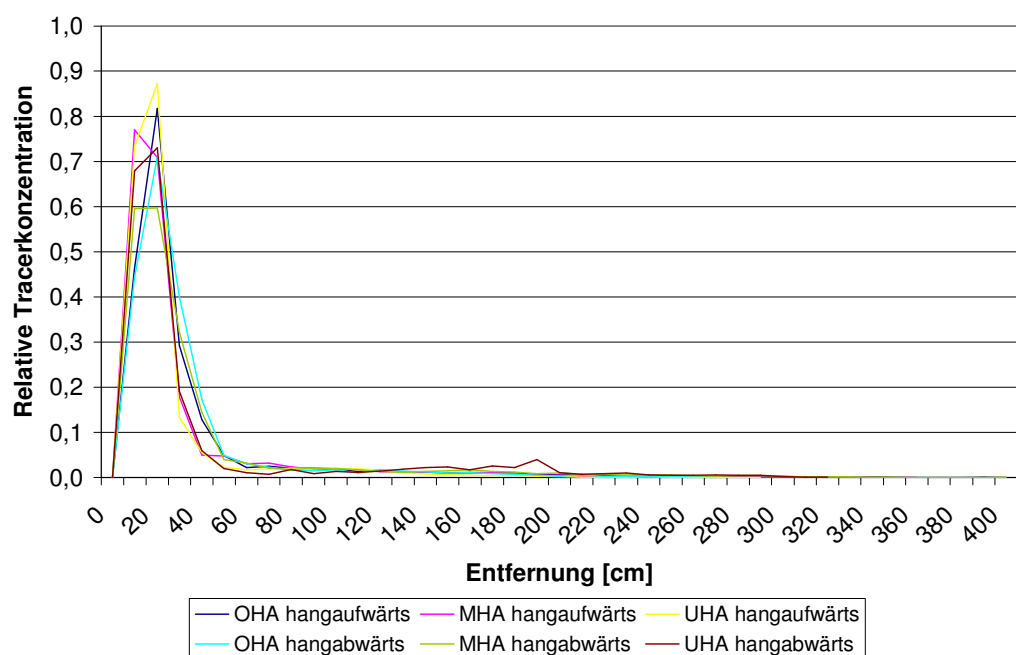


Abb. 11: Verlagerung der Tracer nach der Bearbeitung mit dem Grubber (hangauf- und -abwärts)

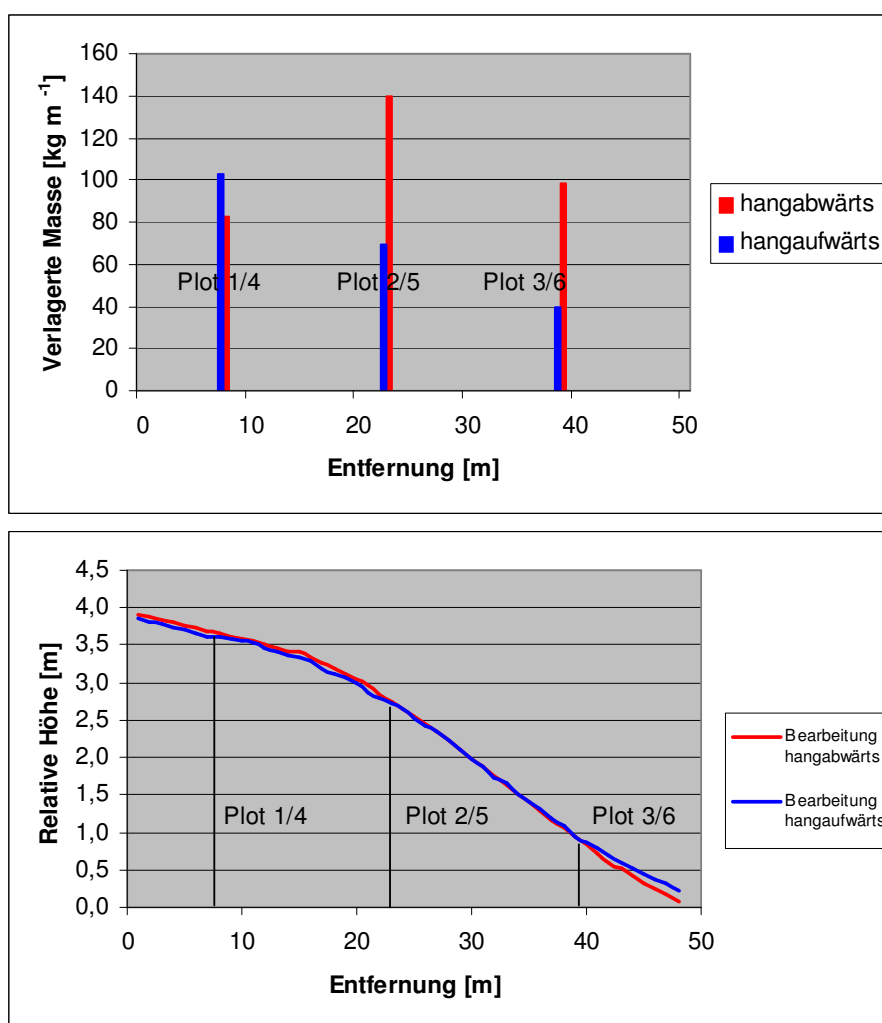


Abb. 12: Relative Höhe und Bodenverlagerung für die Bearbeitung mit dem Grubber hangauf- und -abwärts

Im Mittel wurde durch den Grubber ein Volumen von $0,06 \text{ m}^3$ transportiert. Die Masse des verlagerten Bodens betrug durchschnittlich $89 \text{ kg (m Breite)}^{-1}$. Hangabwärts wurde sowohl ein größeres Volumen an Boden (MW $0,07 \text{ m}^3$) als auch eine höhere Masse (MW 107 kg m^{-1}) transportiert als bei der Bearbeitung hangaufwärts (MW $0,05 \text{ m}^3$ und 71 kg m^{-1}). Entsprechend der zunehmenden mittleren Verlagerungsentfernung hangaufwärts nimmt die verlagerte Masse an Boden vom Unterhang zum Oberhang zu (Abb. 12). Hangabwärts ist die größte Bodenmasse am Mittelhang transportiert worden. Ursache ist hier die höchste Bearbeitungstiefe aller Plots, die bei 17 cm lag. Unterschiede bei gleichem verlagerten Volumen, wie sie am Plot 4 und 6 vorkommen, sind in der unterschiedlichen Trockenrohdichte an den beiden Plots begründet.

Das Maximum der Verlagerung bei der Bearbeitung hangaufwärts und das Minimum der Verlagerung bei der Bearbeitung hangabwärts liegen, wie erwartet, an der Oberhangposition. Am Mittel- und Unterhang wurde hangabwärts mehr Boden verlagert als hangaufwärts. Demzufolge findet eine Nettobodenbewegung hangabwärts statt.

Die Spannweite der verlagerten Bodenmasse als Indikator für das Potential der Bearbeitungserosion beträgt bei der Bearbeitung mit dem Grubber 100 kg m^{-1} . Damit liegt der Wert über dem in der Literatur für den Feldgrubber genannten Wert von 41 kg m^{-1} (LOBB ET AL., 1999A).

$$Y = A + B \cdot X$$

N	A	B	R	R-Quadrat
6	0,39	-1,12	0,92	0,84

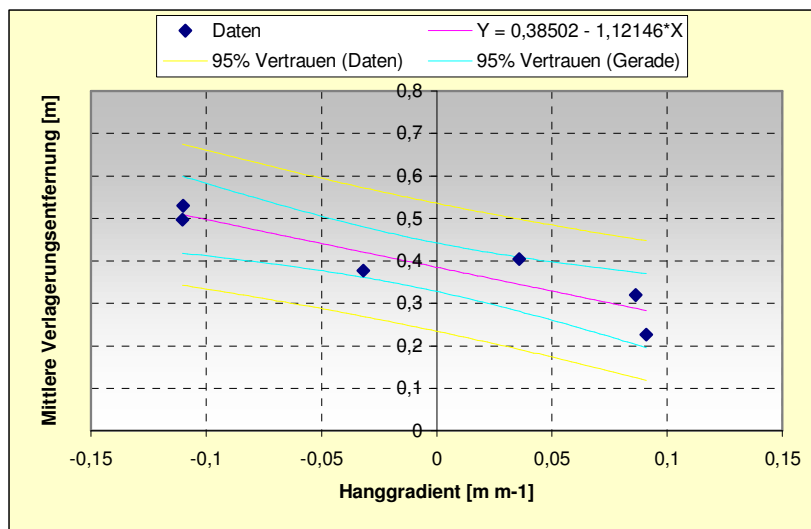


Abb. 13: Mittlere Verlagerungsentfernung in Beziehung zum Hanggradienten (negative Hanggradienten-Bearbeitung hangabwärts, positive Hanggradienten-Bearbeitung hangaufwärts) - Grubber

Die Untersuchung der Beziehung zwischen der mittleren Verlagerungsentfernung und dem Hanggradienten zeigte, dass für die Verlagerung mit dem Grubber die mittlere Verlagerungsentfernung als eine lineare Funktion des Hanggradienten bestätigt werden kann (Abb. 13). Im Versuch ist die lineare Beziehung der Verlagerung bei der Bearbeitung hangab- und -aufwärts zu 84 % vom Hanggradienten abhängig (Signifikanz bei $\alpha=99 \%$).

Die Ergebnisse der Berechnungen der Bodentransport- und Bearbeitungserosionsrate sind in Tab. 19 zusammengefasst.

Die Bodentransportrate hangaufwärts ist geringer als die für die Bearbeitung hangabwärts.

Am Oberhang ist ein Nettobodenauftrag vorhanden (Tab. 20). Für die beiden anderen Hangpositionen wurde ein Nettobodenabtrag hangabwärts bestimmt. Insgesamt wurde am Hang ein Nettobodenabtrag hangabwärts von 18 kg m^{-1} kalkuliert.

Für die Bearbeitungserosionsrate an den einzelnen Hangabschnitten trifft das gleiche zu wie für die Bodentransportrate. Nur am Mittelhang und am Unterhang findet Bearbeitungserosion statt (Tab. 20).

Tab. 19: Bodentransport- und Bearbeitungserosionsrate bei der Bearbeitung mit dem Grubber hangab- und –aufwärts an unterschiedlichen Hanggradienten

Hangabwärts						
Plot	Hang- gradient	Trockenroh- dichte	Bearbeitungs- tiefe	mittlere Verlagerungs- entfernung	Einheitsboden- transportrate	Bearbeitungs- erosionsrate $L_d=46,5 \text{ m}$ R
	S	p_b	D	D_d	$Q_{s,down}$	R
	$[\text{m m}^{-1}]$	$[\text{kg m}^{-3}]$	$[\text{m}]$	$[\text{m}]$	$[\text{kg m}^{-1}]$	$[\text{t ha}^{-1}]$
4 (OHA)	-0,03	1486	0,15	0,38	82,7	17,8
5 (MHA)	-0,11	1613	0,17	0,50	139,6	30,0
6 (UHA)	-0,11	1692	0,11	0,53	98,5	21,2
MW	-0,08	1560	0,14	0,47	106,9	23,0
STABW	-0,05	45,4	0,01	0,01	0,01	6,32
VK %	53,9	2,9	8,1	8,1	8,1	27,5
Hangaufwärts						
Plot	Hang- gradient	Trockenroh- dichte	Bearbeitungs- tiefe	mittlere Verlagerungs- entfernung	Einheitsboden- transportrate	Bearbeitungs- erosionsrate $L_d=46,5 \text{ m}$ R
	S	p_b	D	D_d	$Q_{s,up}$	R
	$[\text{m m}^{-1}]$	$[\text{kg m}^{-3}]$	$[\text{m}]$	$[\text{m}]$	$[\text{kg m}^{-1}]$	$[\text{t ha}^{-1}]$
1 (OHA)	0,04	1544	0,17	0,40	-102,9	-22,1
2 (MHA)	0,09	1541	0,14	0,32	-69,9	-15,0
3 (UHA)	0,09	1599	0,11	0,23	-39,8	-8,6
MW	0,07	1561	0,14	0,32	-70,9	-15,2
STABW	0,03	32,8	0,03	0,09	-31,6	-6,8
VK %	43,1	2,1	19,9	28,0	44,5	44,5

Tab. 20: Nettobodenverlagerungs- und Bearbeitungserosionsrate an den einzelnen Hangpositionen bei der Bearbeitung mit dem Grubber

Hangposition	Qs	R
	$[\text{kg m}^{-1}]$	$[\text{t ha}^{-1}]$
OHA	-10	-2
MHA	35	8
UHA	29	6
Mittelwert	18	4

Der Regressionskoeffizient, der zur Bestimmung von k benötigt wird, beträgt $-1,12$ und stammt aus der linearen Regression der mittleren Verlagerungsentfernung (hangab- und –aufwärts) und den Hanggradienten (Abb. 13).

Der Bearbeitungskoeffizient k, bezogen auf die mittlere Bearbeitungstiefe am Hang von $0,14 \text{ m}$ und einer durchschnittlichen Trockenrohdichte am Hang von 1579 kg m^{-3} , beträgt für die Bearbeitung mit dem Grubber am Versuchshang 250 kg m^{-1} pro Bearbeitungsgang.

5.1.4 Ergebnisse zur Bearbeitung mit dem Pflug

Zur Charakterisierung der Versuchsbedingungen bei der Bearbeitung mit dem Scharbeetpflug sind in Tab. 21 die Boden- und Werkzeugparameter zusammengestellt.

Die Bearbeitung erfolgte bei einer mittleren Bodenfeuchte von 10,4 Gew.-%. Am Oberhang war die Bodenfeuchte am niedrigsten. Am Mittel- und Unterhang wurden nahezu gleiche Bodenfeuchten für die einzelnen Bearbeitungsrichtungen gemessen. Nach der Bearbeitung verringerte sich die Trockenrohdichte erwartungsgemäß infolge der Bearbeitung mit dem Pflug. Die Trockenrohdichte lag nach der Bearbeitung im Durchschnitt um 9,2 % niedriger.

Die Bearbeitungsgeschwindigkeit insgesamt betrug im Durchschnitt 6 km h^{-1} , wobei die Bearbeitungsgeschwindigkeit hangabwärts im Mittel höher war als hangaufwärts.

Tab. 21: Boden- und Werkzeugparameter bei der Bearbeitung mit dem Scharbeetpflug B 125 (1,05 m Arbeitsbreite)

Plot	Bodenfeuchte zum Zeitpunkt der Bearbeitung	Trockenrohdichte vor der Bearbeitung* im Plot		Trockenroh- dichte nach der Bearbeitung*	Bearbeitungs- tiefe	mittlere Bearbeitungs- geschwindig- keit
	[Gew.-%]	[kg m ⁻³]	[kg m ⁻³]	[kg m ⁻³]	[m]	[km h ⁻¹]
1 (OHA) hangaufwärts	8,2	1529	1445	1410	0,19	6,2
2 (MHA) hangaufwärts	11,4	1663	1526	1455	0,19	4,7
3 (UHA) hangaufwärts	11,3	1632	1631	1380	0,19	6,5
4 (OHA) hangabwärts	8,1	1472	1543	1361	0,19	6,1
5 (MHA) hangabwärts	11,7	1584	1561	1349	0,19	5,2
6 (UHA) hangabwärts	11,7	1649	1652	1541	0,19	7,3
MW des Werkzeugs	10,4	1588,0	1559,6	1416,1	0,19	6,0
STABW	1,7	75,2	75,1	72,2	0,00	0,9
Variations- koeffizient %	16,8	4,7	4,8	5,1	0,00	15,6

*Mittelwert der untersuchten Tiefen 5-25 cm

Die Wiederfindungsrate der Tracer (Tab. 22) liegt bei durchschnittlich $96 \% \pm 1 \%$. Analog zu den anderen beiden Bearbeitungsvarianten ist auch hier durch die hohe Wiederfindungsrate die Eignung der Methode zur Bestimmung der Bearbeitungsverlagerung bestätigt.

Tab. 22: Bearbeitungsverlagerungsentfernung und Tracerwiederfindungsrate bei der Bearbeitung mit dem Pflug

Hangaufwärts					Hangabwärts				
Plot	Hanggradient	mittlere Verlagerungs- entfernung	maximale Verlagerungs- entfernung	Wiederfindungs- rate μ	Plot	Hanggradient	mittlere Verlagerungs- entfernung	maximale Verlagerungs- entfernung	Wiederfindungs- rate μ
	[m m ⁻¹]	[m]	[m]			[m m ⁻¹]	[m]	[m]	
1 (OHA)	0,04	0,43	1,80	0,97	4 (OHA)	0,06	0,63	2,10	0,97
2 (MHA)	0,09	0,11	1,30	0,96	5 (MHA)	0,09	0,52	1,90	0,94
3 (UHA)	0,11	0,45	1,00	0,95	6 (UHA)	0,11	0,48	1,40	0,97
MW	0,08	0,33	1,37	0,96	MW	0,09	0,55	1,80	0,96
STABW	0,04	0,19	0,40	0,01	STABW	0,02	0,08	0,36	0,02
VK %	48,7	58,4	29,6	0,8	VK %	28,7	14,1	20,0	1,9

Die mittlere Verlagerungsentfernung für die Bearbeitung mit dem Pflug beträgt 0,44 m bei einem Maximum von 0,63 m (Plot 4). Hangaufwärts war die mittlere Verlagerungsentfernung an allen Hangpositionen geringer als hangabwärts. Maximal wurde der Boden im Mittel 1,58 m weit verlagert. Auch für die maximale Verlagerungsentfernung trifft zu, dass sie hangabwärts für alle Hangpositionen größer war als hangaufwärts.

In Abb. 14 ist zu erkennen, dass die Hauptverlagerung innerhalb von 90 cm Entfernung stattfindet. Anschließend werden noch wenige Tracer über kurze Entfernungen weitertransportiert. Eine Ausnahme bildet Plot 2 (MHA, Bearbeitung hangaufwärts). Hier werden ähnlich wie bei der Scheibenegge und dem Grubber der größte Anteil der Tracer innerhalb der ersten 30 cm verlagert und anschließend wenige Tracer über eine relative große Entfernung weitertransportiert. Die geringe mittlere Verlagerungsentfernung von 11 cm bestätigt dies. Dieses Bild ist jedoch für die wendende Bewegung des Bodens durch den Pflug untypisch.

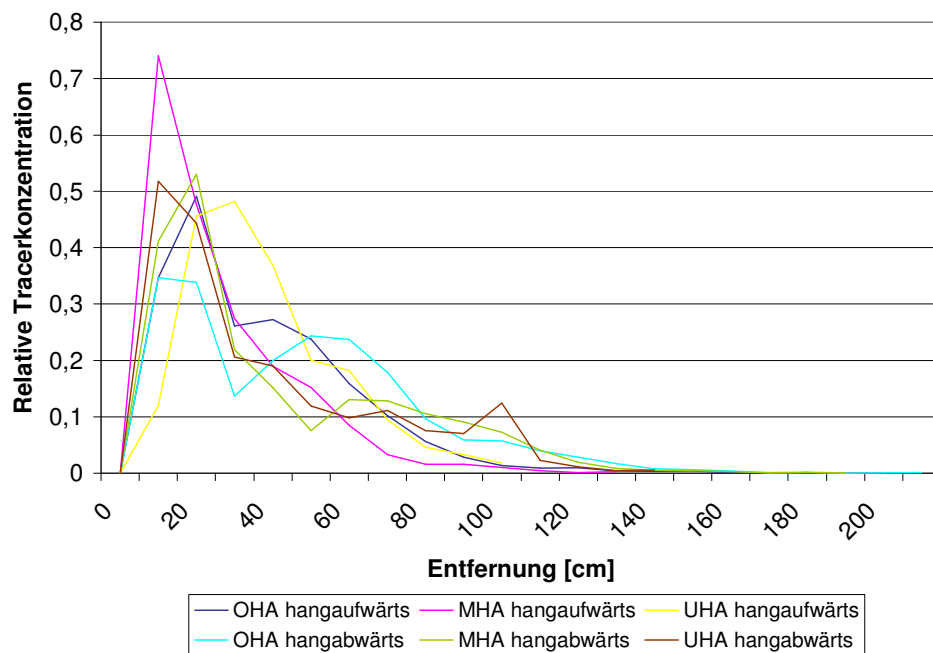


Abb. 14: Verlagerung der Tracer nach der Bearbeitung mit dem Pflug (hangauf- und -abwärts)

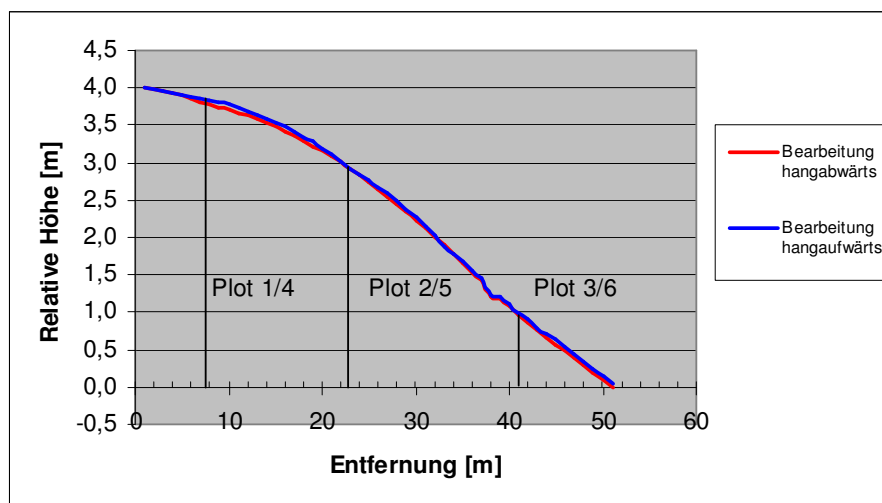
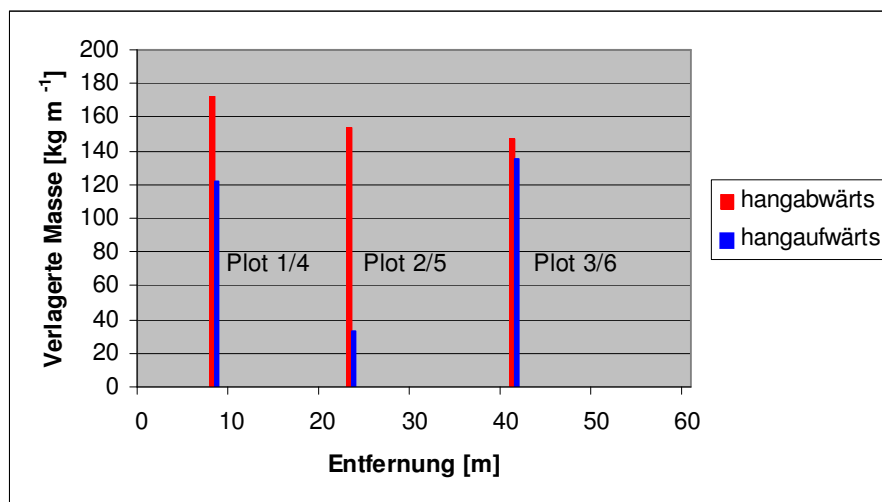


Abb. 15: Relative Höhe und Bodenverlagerung für die Bearbeitung mit dem Pflug hangauf- und -abwärts

Bei der Bearbeitung mit dem Pflug wird ein Volumen von durchschnittlich $0,07 \text{ m}^3$ bzw. von $0,1 \text{ m}^3$ (ohne Plot 2) transportiert. Hangabwärts wird dabei ein größeres Bodenvolumen transportiert als hangaufwärts.

Durchschnittlich $127 \text{ kg (m Breite)}^{-1}$ bzw. $149 \text{ kg (m Breite)}^{-1}$ ohne Plot 2 beträgt die verlagerte Masse bei der Bearbeitung mit dem Pflug an dem untersuchten Hang.

Entsprechend des verlagerten Volumens war auch die Masse des verlagerten Bodens hangabwärts insgesamt und an allen Hangpositionen höher als bei der Bearbeitung hangaufwärts (Abb. 15). Somit findet erwartungsgemäß eine Nettobodenbewegung hangabwärts statt.

Die Spannweite des verlagerten Bodens beträgt für die Bearbeitung ohne Plot 2 54 kg m^{-1} und für alle Plots 100 kg m^{-1} . Von LOBB ET AL. (1999A) werden für den Pflug 72 kg m^{-1} angegeben.

Die Beziehung zwischen der mittleren Verlagerungsentfernung und dem Hanggradienten ist in Abb. 16 dargestellt. Für die Bearbeitung hangauf- und -abwärts wurde eine lineare Beziehung zwischen der mittleren Verlagerungsentfernung und dem Hanggradienten ermittelt. Abhängigkeiten sind zu erkennen, es wurde aber nicht das übliche Signifikanzlevel von 95% erreicht. Es werden nur ca. 28 % der Verlagerung durch den Hanggradienten beeinflusst.

$$Y = A + B \cdot X$$

N	A	B	R	R-Quadrat
5	0,49	-0,46	0,53	0,28

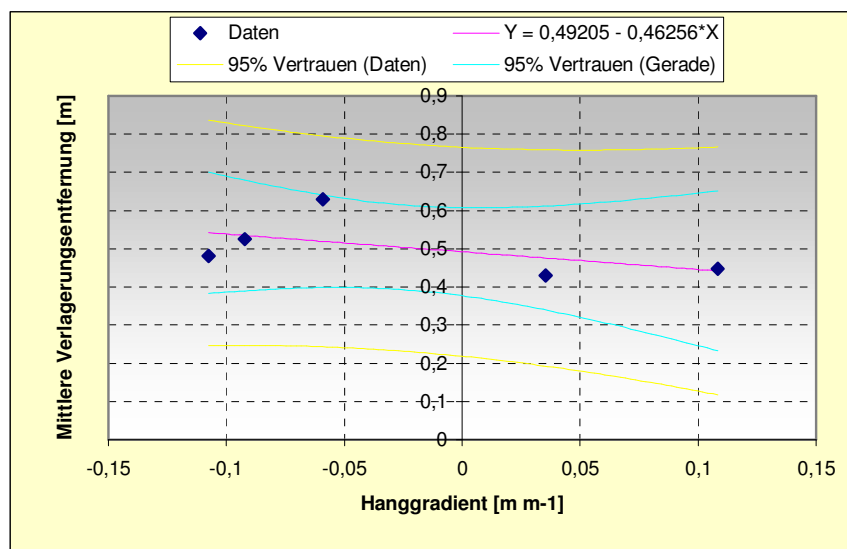


Abb. 16: Mittlere Verlagerungsentfernung in Beziehung zum Hanggradienten (negative Hanggradienten-Bearbeitung hangabwärts, positive Hanggradienten-Bearbeitung hangaufwärts) - Pflug

Die Bearbeitungserosionsrate bezog sich auf die Länge des untersuchten Hanges von 48,5 m. Auf der Basis des Regressionskoeffizienten von $-0,46$ aus der Regressionsanalyse der mittleren Verlagerungsentfernung und dem Hanggradienten für die Bearbeitung hangauf- und -abwärts wurde der Bearbeitungskoeffizient k kalkuliert.

Die folgende Tab. 29 enthält die zur Berechnung notwendigen Parameter und die Ergebnisse der Bodentransportrate und Bearbeitungserosionsrate unterteilt für die einzelnen Plots und im Mittel für die jeweilige Bearbeitungsrichtung. Für die Bearbeitung hangaufwärts erfolgte die Berechnung einmal für alle Plots und einmal ohne Plot 2.

Tab. 23: Bodentransport- und Bearbeitungserosionsrate für die Bearbeitung mit dem Pflug hangab- und –aufwärts an unterschiedlichen Hanggradienten

Hangabwärts						
Plot	Hang- gradient	Trockenroh- dichte	Bearbeitungs- tiefe	mittlere Verlagerungs- entfernung	Einheitsboden- transportrate	Bearbeitungs- erosionsrate $L_d=48,5\text{ m}$ R
	S	ρ_b	D	D_d	$Q_{s,down}$	
	$[\text{m m}^{-1}]$	$[\text{kg m}^{-3}]$	$[\text{m}]$	$[\text{m}]$	$[\text{kg m}^{-1}]$	$[\text{t ha}^{-1}]$
4 (OHA)	-0,06	1472	0,19	0,63	176,3	36,3
5 (MHA)	-0,09	1584	0,19	0,52	157,9	32,6
6 (UHA)	-0,11	1649	0,19	0,48	150,5	31,0
MW	-0,09	1560	0,19	0,55	161,6	33,3
STABW	-0,02	45,4	0,01	0,01	0,01	2,74
VK %	28,7	2,9	8,1	8,1	8,1	8,2
Hangaufwärts						
Plot	Hang- gradient	Trockenroh- dichte	Bearbeitungs- tiefe	mittlere Verlagerungs- entfernung	Einheitsboden- transportrate	Bearbeitungs- erosionsrate $L_d=48,5\text{ m}$ R
	S	ρ_b	D	D_d	$Q_{s,up}$	
	$[\text{m m}^{-1}]$	$[\text{kg m}^{-3}]$	$[\text{m}]$	$[\text{m}]$	$[\text{kg m}^{-1}]$	$[\text{t ha}^{-1}]$
1 (OHA)	0,04	1529	0,19	0,43	-125,0	-25,8
2 (MHA)	0,09	1663	0,19	0,11	-33,9	-7,0
3 (UHA)	0,11	1632	0,19	0,45	-138,8	-28,6
MW	0,08	1608	0,19	0,33	-99,2	-20,5
STABW	0,04	70,2	0,00	0,19	-57,0	-11,8
VK %	48,72	4,4	0,0	58,4	57,4	57,4
ohne Plot 2						
MW	0,07	1580	0,19	0,44	-131,9	-27,2
STABW	0,05	72,8	0,00	0,01	-9,8	-2,0
VK %	71,8	4,6	0,00	2,8	7,4	7,4

Für die Bearbeitung hangabwärts ist die Abweichung der Transportraten an den einzelnen Hangpositionen bei einem Variationskoeffizienten von 8 % relativ gering, während die Abweichungen hangaufwärts für die einzelnen Hangpositionen groß sind (Variationskoeffizient 57 %). Nimmt man den Wert des Plots 2 aus der Berechnung, so ist auch zwischen den beiden verbleibenden Plots am Ober- und Unterhang eine geringe Abweichung der Bodentransportraten vorhanden (Variationskoeffizient von 7 %). Deshalb beziehen sich die im folgenden diskutierten Werte auf die Berechnungen ohne den Plot 2.

Die Einheitsbodentransportrate liegt analog zur Masse des verlagerten Bodens für die Bearbeitung hangabwärts über der Einheitsbodentransportrate für die Bearbeitung hangaufwärts. Somit wurde ein Nettobodenabtrag hangabwärts bestimmt (Tab. 24).

Die Bearbeitungserosionsrate R war entsprechend für die Bearbeitung hangabwärts höher als für die Bearbeitung hangaufwärts. Insgesamt wurde am Hang für die Bearbeitung hangauf- und –abwärts eine Bearbeitungserosionsrate von 3 t ha^{-1} bestimmt (Tab. 24).

Tab. 24: Nettobodenverlagerungs- und Bearbeitungserosionsrate an den einzelnen Hangpositionen bei der Bearbeitung mit dem Pflug

Hangposition	Qs	R
	$[\text{kg m}^{-1}]$	$[\text{t ha}^{-1}]$
OHA	26	5
UHA	6	1
Mittelwert	16	3

Der Bearbeitungskoeffizient k für die Bearbeitung mit dem Pflug beträgt 138 kg m^{-1} Bearbeitungsgang. Er bezieht sich auf die durchschnittliche Bearbeitungstiefe von $0,19\text{ m}$ und eine durchschnittliche Trockenrohdichte von 1573 kg m^{-3} .

5.2 Analyse der Wirkung ausgewählter Bearbeitungswerkzeuge auf die Bodenverlagerungsprozesse

5.2.1 Wirkung der Bearbeitungswerkzeuge im Feldversuch Müncheberg

Zunächst werden die Kennwerte des Bearbeitungsversuches, die mittlere und maximale Verlagerungsentfernung, das Volumen und die Masse des verlagerten Bodens der einzelnen Bearbeitungswerkzeuge gegenübergestellt und verglichen.

Die Parameter Hangneigung, Bodenfeuchte, Trockenrohdichte sowie Bearbeitungsgeschwindigkeit, die einen Einfluss auf die Bodenverlagerung haben, unterscheiden sich an den einzelnen Hangpositionen.

Für den gesamten Hang treten jedoch im Mittel nur Unterschiede bei der Bearbeitungstiefe auf (Kap. 5.1 Tab. 13, 17, 21).

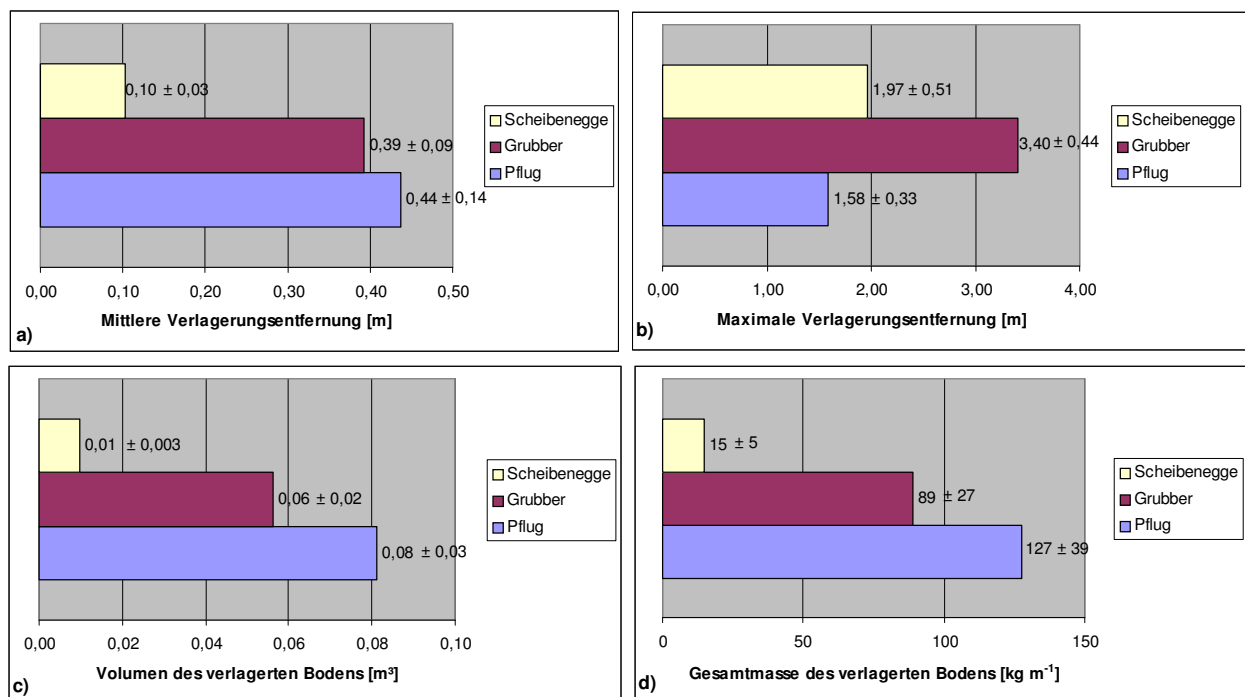


Abb. 17: Vergleich der Versuchskennwerte für die Werkzeuge Scheibenegge, Grubber und Pflug – Mittelwert der Bearbeitung hangab- und –aufwärts

Die mittlere Verlagerungsentfernung (Abb. 17 a) war bei der Bearbeitung mit dem Pflug am größten, gefolgt vom Grubber und der Scheibenegge. Die Unterschiede zwischen der Bearbeitung mit dem Pflug und dem Grubber waren mit 5 cm minimal, während die mittlerer Verlagerungsentfernung der Scheibenegge signifikant unter der der anderen beiden Werkzeuge lag.

Große mittlere Verlagerungsentfernungen sind nicht gleichbedeutend mit großen maximalen Verlagerungsentfernungen. Wie aus Abb. 17 b ersichtlich ist, wurde die größte maximale Entfernung bei der Bearbeitung mit dem Grubber gemessen, gefolgt von der Scheibenegge und dem Pflug. Diese Verlagerungen sind in der Arbeitsweise der einzelnen Werkzeuge begründet.

Das verlagerte Bodenvolumen und die Gesamtmasse können gemeinsam betrachtet werden, da für alle drei Bearbeitungsgeräte eine lineare Abhängigkeit nachgewiesen worden ist. Bedingt durch die größte Bearbeitungstiefe verlagert der Pflug die größte Bodenmasse, gefolgt vom Grubber und der Scheibenegge (Abb. 17 d). Die Unterschiede, bezogen auf die

verlagerte Bodenmasse des Pfluges, betragen für den Grubber 31 % und die Scheibenegge 88 %.

Betrachtet man die einzelnen Bearbeitungsrichtungen (Tab. 25) so wird deutlich, dass die mittlere Verlagerungsentfernung bei der Bearbeitung hangabwärts für alle Werkzeuge größer war als bei der Bearbeitung hangaufwärts. Für die maximale Verlagerungsentfernung gilt dieses nicht. Hier waren bei der Scheibenegge die Werte für die Bearbeitung hangauf- und -abwärts gleich, beim Grubbern hangaufwärts und beim Pflügen hangabwärts größer.

Für die Gesamtmasse und das Volumen des verlagerten Bodens waren die Mittelwerte der Bearbeitung hangabwärts für alle Werkzeuge größer als bei der Bearbeitung hangaufwärts.

Tab. 25: Vergleich der Kennwerte der einzelnen Bearbeitungsgeräte unterteilt nach der Bearbeitungsrichtung (Mittelwerte der drei Messungen am Hang)

	Pflug	Grubber	Scheibenegge
hangaufwärts			
mittlere Verlagerungsentfernung [m]	0,33 ± 0,22	0,32 ± 0,10	0,09 ± 0,05
maximale Verlagerungsentfernung [m]	1,37 ± 0,46	3,50 ± 0,63	1,97 ± 1,13
Volumen des verlagerten Bodens [m ³]	0,08 ± 0,04	0,05 ± 0,02	0,01 ± 0,00
Gesamtmasse des verlagerten Bodens [kg m ⁻¹]	129 ± 63	71 ± 36	11 ± 3
hangabwärts			
mittlere Verlagerungsentfernung [m]	0,55 ± 0,09	0,47 ± 0,09	0,12 ± 0,04
maximale Verlagerungsentfernung [m]	1,80 ± 0,41	3,30 ± 0,74	1,97 ± 0,07
Volumen des verlagerten Bodens [m ³]	0,09 ± 0,02	0,07 ± 0,02	0,01 ± 0,00
Gesamtmasse des verlagerten Bodens [kg m ⁻¹]	158 ± 15	107 ± 33	19 ± 6

Für die Versuchsfläche wurde die Beziehung zwischen der Bearbeitungsverlagerung und dem Hanggradienten untersucht.

Regressionsgleichungen beschreiben die vom Hanggradienten beeinflusste Bodenbewegung.

Die Ergebnisse dieser Regressionsanalyse sind für die einzelnen Werkzeuge für die Bearbeitung hangab- und -aufwärts nachfolgend zusammengefasst:

Pflug (alle Plots)	y=0,43-1,187S	R ² =0,40
Pflug (ohne Plot 2)	y=0,49-0,46S	R ² =0,28
Grubber	y=0,39-1,12S	R ² =0,84
Scheibenegge	y=0,10-0,14S	R ² =0,11

Bei der Betrachtung des Pfluges ohne den abweichenden Wert am Plot 2 (0,11 m), erhöht sich die mittlere Verlagerungsentfernung für den Pflug auf 0,49 m.

Die Verlagerungsentfernung ist eine lineare Funktion des Hanggradienten.

Die Untersuchungen der Bodenverlagerung mit dem Scharpflug von LINDSTROM ET AL. (1992), GOVERS ET AL. (1994A) und VAN MUYSEN ET AL. (1999) zeigen, dass die Bodenverlagerung während der Bearbeitung hangabwärts stärker vom Hanggradienten abhängt als die Verlagerung bei der Bearbeitung hangaufwärts.

Dies konnte bei den eigenen Untersuchungen nur für die Bearbeitung mit dem Grubber bestätigt werden. Sowohl bei der Bearbeitung mit der Scheibenegge als auch mit dem Pflug war die Abhängigkeit der Verlagerung vom Hanggradienten hangaufwärts höher.

Zwei Phasen spielen beim Scharpflug für die Verlagerung eine Rolle. Zuerst wird der Boden während des Transportes über das Schar bewegt, anschließend fällt der Boden in die Furche und bewegt sich sekundär durch Rollen oder Schieben (Gleiten). Die erste Bodenbewegung wird durch die Zugkraft des Traktors sowie die Bodeneigenschaften und die Bearbeitungstiefe beeinflusst. Der Hanggradient hat für diese Bewegung geringe Bedeutung. Die Bodenbewegung während der zweiten Phase wird durch die Gravitationskraft

beeinflusst. Deshalb wird sie, besonders bei der Bearbeitung hangabwärts, stärker vom Hanggradienten beeinflusst.

Auf der Versuchsfläche waren im Vergleich zu den untersuchten Hängen aus der Literatur der Hanggradient sowie die Bearbeitungstiefe geringer, so dass hier die oben beschriebenen Einflüsse nicht so ausgeprägt waren.

Die Variabilität der Bodenverlagerung kann im Versuch nicht nur durch den Hanggradienten erklärt werden. Unterschiedliche Bearbeitungstiefen und Bearbeitungsgeschwindigkeiten haben ebenfalls darauf Einfluss.

Die Bearbeitungstiefe war bei der Scheibenegge am geringsten, so dass hier die Abhängigkeit des Hanggradienten zur mittleren Verlagerungsentfernung durch die Regressionsanalyse nicht deutlich wird ($R^2=0,11$). Die Bearbeitungsgeschwindigkeit war im Mittel für alle Werkzeuge gleich. Sie ist jedoch von der z.T. diskontinuierlichen Fahrweise des Traktoristen als Folge der Änderung der Topographie und der Bodenbedingungen am Hang abhängig. Die Bearbeitungsgeschwindigkeit war bei der Bearbeitung während des Versuches hangaufwärts niedriger als bei der Bearbeitung hangabwärts (Unterschiede: 6 % Pflug, 8 % Scheibenegge, 12 % Grubber):

Weiterhin wurde die Beziehung zwischen dem Hanggradienten und der verlagerten Bodenmasse bestimmt.

Folgende lineare Beziehungen wurden ermittelt, wobei y die verlagerte Bodenmasse ist:

Pflug	$y=126-3,34S$	$R^2=0,42$
Grubber	$y= 87-2,87S$	$R^2=0,61$
Scheibenegge	$y= 15-0,47S$	$R^2=0,46$

Für alle drei Werkzeuge wurde eine lineare Beziehung zwischen dem Hanggradienten und der verlagerten Bodenmasse bestimmt. Die Beziehung zwischen Grubberbearbeitung und Hanggradienten war am stärksten. Die Einbeziehung der Hangkrümmung verbessert die Beziehung zwischen der verlagerten Bodenmasse und dem Hanggradienten (TIESSEN ET AL., 2006) und sollte für weitere Auswertungen hinzugezogen werden.

Die Nettobodenverlagerung und Bearbeitungserosionsrate sind zum einen abhängig von der mittleren Verlagerungsentfernung und der Masse des verlagerten Bodens und zum anderen von der Bodenbewegung hangauf – und -abwärts.

Alle untersuchten Werkzeuge verursachten eine Nettobodenbewegung hangabwärts und waren somit erosiv.

Für die Bearbeitung mit der Scheibenegge wurden die geringsten mittleren Verlagerungsentfernungen und die geringste Gesamtmasse an transportiertem Boden bestimmt. Hier trat die geringste Nettobodenverlagerung auf, obwohl im Vergleich zur Bodenverlagerung hangabwärts, die Bodenverlagerung hangaufwärts nur 57 % betrug. Die Bearbeitungserosionsrate betrug 1 t ha^{-1} (Parzellenlänge 44,5 m) (Tab. 26).

Die Bearbeitung mit dem Pflug führt zu der höchsten mittleren Verlagerungsentfernung und der größten Masse an verlagertem Boden. Die Bodenverlagerung hangaufwärts betrug 82 % der hangabwärtigen Bodenverlagerung. Es ergibt sich eine Nettobodenverlagerung von 16 kg m^{-1} und eine Bearbeitungserosionsrate von 3 t ha^{-1} (Parzellenlänge von 48,5 m).

Obwohl die mittlere Verlagerungsentfernung und die Masse des verlagerten Bodens insgesamt bei der Bearbeitung mit dem Grubber geringer als bei der Bearbeitung mit dem Pflug waren, liegt hier die Nettobodenverlagerung mit 18 kg m^{-1} und die Bearbeitungserosionsrate mit 4 t ha^{-1} (Parzellenlänge 46,5 m) über den Werten, die für den Pflug ermittelt wurden (Tab. 26). Es wurde im Verhältnis nur 66 % Boden wieder hangaufwärts transportiert. Der Unterschied der Bearbeitungsgeschwindigkeit hangauf- und -abwärts war beim Grubbern am größten, so dass hangaufwärts infolge geringerer Bearbeitungsgeschwindigkeit weniger Boden transportiert wurde. Ähnliche Beobachtungen machten TIESSEN ET AL. (2006).

Tab. 26: Bodenverlagerung durch Bearbeitungswerkzeuge beim Pflügen, Grubbern und Scheiben im Versuch

		Pflug	Grubber	Scheiben- egge
Einheitsbodentransportrate				
hangabwärts**	[kg m ⁻¹]	162	107	19
hangaufwärts**	[kg m ⁻¹]	132	71	11
Nettobodenverlagerung				
gesamt**	[kg m ⁻¹]	16	18	4
Bearbeitungserosionsrate hangab- und -aufwärts				
gesamt **	[t ha ⁻¹]	3	4	1
Bearbeitungstransportkoeffizient				
k=-Dp _b B	[kg m ⁻¹]	138	250	21

Als Folge einer abnehmenden Bearbeitungsgeschwindigkeit bei der Bearbeitung mit dem Grubber hangaufwärts wurde mit zunehmenden Hanggradienten eine abnehmende mittlere Verlagerungsentfernung bestimmt. So wurde am Oberhang eine Geschwindigkeit von 5,2 km h⁻¹ im Vergleich zum Unterhang von 6,3 km h⁻¹ gemessen.

Wie in der Literatur beschrieben, ist die Transportrate nicht nur abhängig von der Erodibilität der Hänge (LOBB ET AL., 1999B), sondern auch von der Erosivität des Verfahrens. Hierzu zählen unter anderem die Geschwindigkeit bei der Bearbeitung, die auch von der Fahrweise des Bedieners abhängt.

Für alle Werkzeuge wurde für die Bearbeitung hangaufwärts vom Unterhang zum Oberhang eine Abnahme der Bearbeitungsgeschwindigkeit gemessen. Die Unterschiede waren jedoch bei der Bearbeitung mit dem Pflug und der Scheibenegge nicht so groß wie bei der Bearbeitung mit dem Grubber.

Der Bearbeitungstransportkoeffizient k, als Maß der Intensität der Bearbeitungserosion, ist abhängig von der Trockenrohdichte, der Bearbeitungstiefe und dem Verhältnis zwischen der Bodenverlagerung und der Hangneigung (Regressionskoeffizient B, Kap. 2.4.2). Folglich ist k für den Grubber mit 250 kg m⁻¹ am größten. Für den Pflug wurde ein Bearbeitungstransportkoeffizient von 138 kg m⁻¹ und die Scheibenegge von 21 kg m⁻¹ errechnet.

5.2.2 Vergleichende Beurteilung der Wirkung der Bearbeitungswerkzeuge an verschiedenen Standorten

Untersuchungen von LOBB ET AL. (1998) zeigten für die Werkzeuge Scharpflug, Grubber und Scheibenegge, dass es bei der Bearbeitungsverlagerung zu einer signifikanten Abnahme der Tracerkonzentration von 5 bis 15 cm innerhalb des Plots (0-20 cm) und einer signifikanten Zunahme der Konzentration außerhalb des Plots von 25-95 cm kam.

Für die Untersuchungen im Feldversuch ergab sich ein ähnliches Bild der Verlagerung (s. Abb. 8, 11, 14).

Beim Vergleich der Verteilung der Tracer für die Plots von LOBB ET AL., die hangaufwärts bearbeitet wurden, mit denen, die hangabwärts bearbeitet wurden, ist deutlich geworden, dass hangabwärts bearbeitete Plots eine signifikant größere Abnahme innerhalb des Plots zwischen 5 und 15 cm und eine signifikant größere Zunahme zwischen 25 und 95 cm als hangaufwärts bearbeitete Plot erfahren. Dieser Unterschied wurde besonders am Oberhang ersichtlich, da hier die Wirkung der Gravitation am größten ist.

Die Unterschiede der Verteilung der Tracer der einzelnen Werkzeuge resultieren aus der Form und Anordnung der Bearbeitungswerkzeuge sowie der Tiefe und Geschwindigkeit der Bearbeitungsoperation.

Der Pflug bewegt eine relative große Bodenmasse über eine kurze Distanz, während der Grubber und die Scheibenegge eine relativ kleine Bodenmasse über eine größere Distanz bewegen. Die Scheibenegge wirft eine verhältnismäßig große Bodenmasse durch die Scheiben nach oben und vorwärts. Daraus resultiert eine beträchtliche Verlagerung, womit das Schieben und Rollen des Bodens, verursacht durch die Gravitation, beschrieben wird. Die hangabwärts gerichtete Bewegung verläuft unabhängig von der Bearbeitungsrichtung.

Mit zunehmender Hangneigung steigt die Verlagerungsentfernung (THAPA ET AL., 1999). Die Beziehung zwischen dem Hanggradienten und der mittleren Verlagerungsentfernung ist linear.

Für Böden mit größerer Hangneigung (15-30 %) korreliert die Hauptverlagerungsentfernung des Bodens signifikant mit der Hangneigung (DE ALBA ET AL., 1997). Hierzu wurden jedoch von POESEN ET AL. (1997) Einschränkungen bezüglich des Hanggradienten gemacht. Ab einem Hanggradienten von 0,23 beschreibt eine exponentielle Beziehung die Daten besser, da mit zunehmender Hangneigung größere Bodenteilchen durch Rollen und Rutschen verlagert werden.

Eine signifikante Beziehung konnte für den Grubber festgestellt werden.

Untersuchungen von VAN MUYSEN ET AL. (1999) in Portugal zeigten, ähnlich wie bei den Untersuchungen im Feldversuch, dass die Bodenverlagerungsentfernung nicht immer linear zum Hanggradienten ist. Eine nähere Überprüfung der verfügbaren Daten in der Literatur für das Pflügen mit dem Scharpflug zeigt auch Hinweise, dass die Verlagerung hangabwärts stärker vom Hanggradienten abhängt als die Verlagerung hangaufwärts.

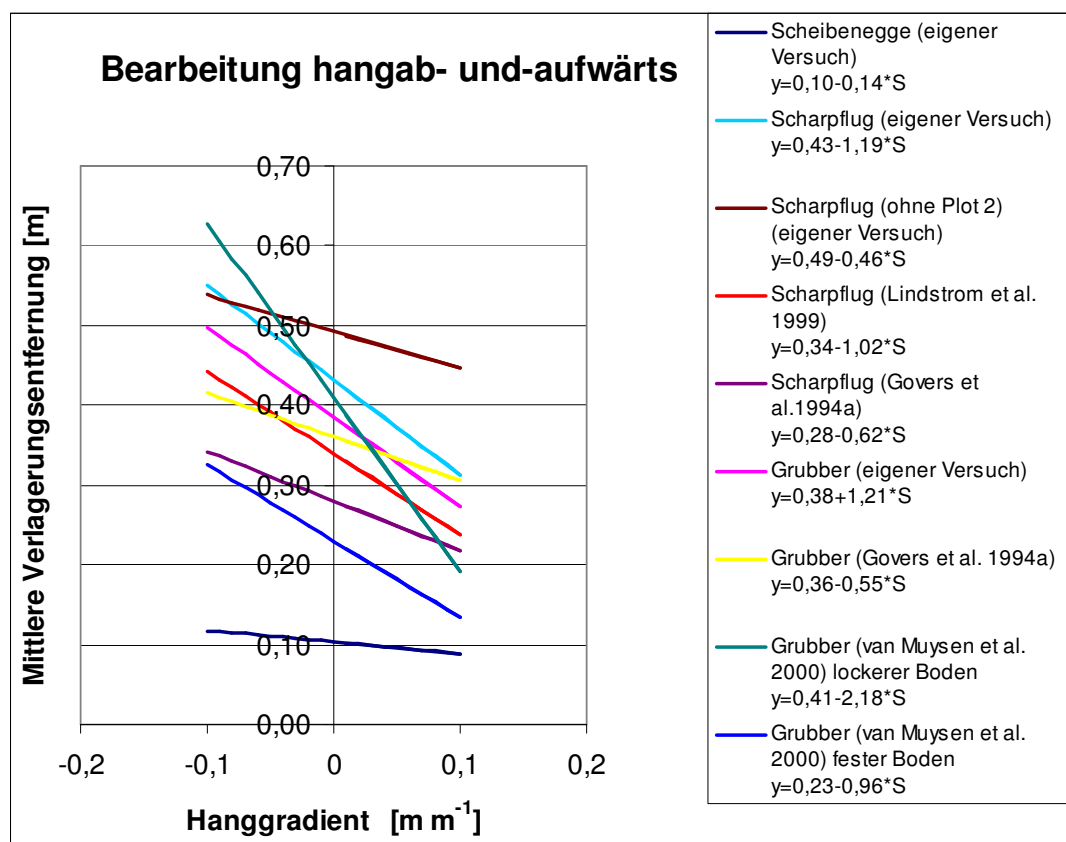


Abb. 18: Beziehung der mittleren Verlagerungsentfernung zum Hanggradienten der untersuchten Werkzeuge im Vergleich mit Ergebnissen aus der Literatur

Abb. 18 zeigt die Beziehung zwischen der Bearbeitungsverlagerung und dem Hanggradienten der eigenen Untersuchungsergebnisse im Vergleich zu entsprechenden Regressionsanalysen aus der Literatur.

Die Tendenz der einzelnen Ergebnisse ist gleich. Erkennbar wird jedoch der Einfluss der unterschiedlichen Bearbeitungsbedingungen (s. auch Tab. 31). Die Verlagerungsentfernungen des Scharpfluges lagen bei den eigenen Untersuchungen über den Werten aus der Literatur. Im Versuch war die Bearbeitungstiefe vergleichsweise geringer, womit die höhere Verlagerungsentfernung zu begründen ist (VAN MUYSEN ET AL., 2000).

Auch bei der Bearbeitung mit dem Grubber wurden größere Verlagerungsentfernung gemessen als von GOVERS ET AL. (1994A) und VAN MUYSEN ET AL. (2000) auf Boden größerer Trockenrohdichte. Dies ist auf die höhere Bearbeitungsgeschwindigkeit im eigenen Versuch zurückzuführen.

Die Ergebnisse der Bodenverlagerung durch die Bearbeitung sind stark abhängig von der Arbeitsgeschwindigkeit, der Bearbeitungstiefe, dem Werkzeug sowie der Bodendichte und Bodenfeuchte (SHARIFAT ET AL., 1997).

Die *Bodentrockenrohdichte* und *Bodenfeuchte* waren am Hang für alle untersuchten Streifen variabel. Mit zunehmender Trockenrohdichte erhöhte sich die Bodenfeuchte (Kap. 5.1 Tab. 13, 17 u. 21).

Die *Bearbeitungstiefe* variiert sowohl zwischen den Werkzeugen als auch am Hang selbst. Die *Bearbeitungsgeschwindigkeit* ist in allen Versuchen am Mittelhang am niedrigsten und am Unterhang am größten.

In der Regel nimmt die Bearbeitungstiefe mit zunehmender Geschwindigkeit ab. Eine signifikant lineare Beziehung zwischen der *Bearbeitungstiefe* und *–geschwindigkeit* wurde jedoch nur für die Scheibenege festgestellt.

Zwischen dem *Hanggradienten* und der *Bearbeitungstiefe* sowie *–geschwindigkeit* besteht im Versuch keine signifikante Beziehung.

VAN MUYSEN ET AL. (2000) entwickelte eine modifizierte Methode zur Kalkulation der durchschnittlichen Verlagerungsentfernung.

Grundlage ist eine einfache Korrelationsanalyse, die zeigt, dass zwischen der Bearbeitungsgeschwindigkeit sowie –tiefe und der mittleren Verlagerungsentfernung signifikante Beziehungen bestehen.

Der linearen Beziehung zwischen Bodenverlagerung und Hanggradienten werden Parameter hinzugefügt, die die Bearbeitungstiefe und –geschwindigkeit sowie die Bodenbedingungen näher charakterisieren. Die Bearbeitungstiefe und –geschwindigkeit wird ins Verhältnis zu einer Referenztiefe bzw. –geschwindigkeit (0,1 m und 1 m s⁻¹) gesetzt (s. folgende Gleichung).

$$d = (A + BS) \left(\frac{D}{0,1} \right)^\alpha \left(\frac{V}{1} \right)^\beta C^\gamma \quad [\text{Gleichung 11}]$$

d = durchschnittliche Bodenverlagerungsentfernung [m]

S = Hanggradient [m m⁻¹]

D = Bearbeitungstiefe [m]

V = Bearbeitungsgeschwindigkeit [m s⁻¹]

C = Beschreibung der Bodenbedingungen

A, B, α, β, γ = Regressionskoeffizienten

Faktor C vereinigt alle Wirkungen auf die Bodenbedingungen, wie Festigkeit, Bodenfeuchte, Steinigkeit, Durchwurzelung usw. zum Zeitpunkt der Bearbeitung. Faktor C=2 wird bei Stopfbearbeitung und C=1 für Nachbearbeitungen angesetzt.

Die Exponenten der Skalierungsfaktoren α , β und γ beschreiben die Größenordnung der Wirkung dieser Faktoren auf die Beziehung zwischen Bodenverlagerung und Hanggradienten. Die Anwendbarkeit dieser Beziehung ist auf Hanggradienten bis $0,25 \text{ m m}^{-1}$ beschränkt.

Die Untersuchungen von VAN MUYSEN ET AL. mit dem Grubber auf lehmigen Böden ergaben für $\alpha -0,377$, für $\beta 0,906$ und für $\gamma -0,729$.

Die Variationen in der Bearbeitungstiefe spielen eine Schlüsselrolle.

Negative Beziehungen zwischen der *Bodenverlagerungsentfernung* und der *Bearbeitungstiefe* haben bei zunehmender Bearbeitungstiefe eine niedrigere Verlagerungsentfernung zur Folge. Folglich sind die durchschnittlichen Verlagerungsentfernungen hoch, wenn nur die obersten Zentimeter bearbeitet wurden.

Für zunehmende *Geschwindigkeiten* wurden größere *Verlagerungsentfernungen* bestimmt.

Die Anwendung dieser Beziehung unter Nutzung der vorgegebenen Faktor α und β sowie für $\gamma 1$ auf die eigenen Messungen ergaben mittlere durchschnittliche Verlagerungsentfernungen von 32 cm für den Pflug, 31 cm für den Grubber und 12 cm für die Scheibenegge. Damit sinkt bei den tiefer arbeitenden Werkzeugen Pflug und Grubber die Verlagerungsentfernung, während sie für die Scheibenegge steigt.

Untersuchungen von VAN MUYSEN ET AL. (1999) belegen, dass auf Böden höherer Trockenrohdichte bei der Bearbeitung mit dem Scharpflug keine Beziehung zwischen der *Bearbeitungsgeschwindigkeit* und dem *Hanggefälle* besteht, während auf lockeren Boden eine Zunahme der Signifikanz mit steigendem Hanggradienten vorliegt. Da im Versuch eine hohe Trockenrohdichte mit durchschnittlich 1588 kg m^{-3} bestimmt wurde, kann die oben genannte fehlende Signifikanz erklärt werden.

Die *Bearbeitungstiefe* war für beide von VAN MUYSEN ET AL. untersuchten Böden abhängig von der *Hangposition*. Die Bearbeitungstiefe wurde im oberen Hangbereich geringer. Dies wurde bei den eigenen Untersuchungen ebenso festgestellt.

Ursache für die unterschiedlichen Bearbeitungstiefen und –geschwindigkeiten bei unterschiedlichen Bodenbedingungen liegen in der unterschiedlichen Zugkraft, die notwendig ist, sowie am erhöhten Radschlupf auf lockerem Boden. Bei lockerem Boden ist die Bearbeitungstiefe größer und die Bodenbewegung ist mehr geprägt durch das Rollen und Schieben des Bodens. Somit ist die Verlagerungsentfernung auf diesen Böden höher als auf festeren Böden.

Tab. 27: Bodentransportraten im Feldversuch Müncheberg im Vergleich mit Daten aus der Literatur

Untersuchungen	Hangneigung	Bodentransportrate [kg m^{-1}]	
Scharpflug hangabwärts hangaufwärts	15-30 %	150-196 75-100	DE ALBA ET AL. (1997)
Scharpflug hangabwärts hangaufwärts	8 % (4 -11%)	151-176 125-139	Eigener Versuch
Grubber hangabwärts hangaufwärts	8 % (3-11 %)	83-140 40-103	Eigener Versuch
Scheibenegge hangabwärts hangaufwärts	7 % (3-11 %)	15-25 8-14	Eigener Versuch

Die Bodentransportraten im Feldversuch für die Bearbeitung mit dem Scharpflug hangabwärts liegen im Bereich der von DE ALBA ET AL. ermittelten Werte (Tab. 27). Hangaufwärts wurde aufgrund der geringeren Hangneigung im eigenen Versuch mehr

Boden wieder hangaufwärts transportiert. Somit ist die geringere Nettobodenverlagerung für den Versuch erklärbar.

Die hangabwärtsgerichtete Bewegung des Bodens ist über längere Zeit stark abhängig von der Hangneigung.

LINDSTROM ET AL. (1997) untersuchten die Nettobodenverlagerung eines Scharpfluges an einzelnen Hangpositionen. Hier wurden die höchsten Nettobodenbewegungen am Top und Oberhang bestimmt (konvexe Hangabschnitte), am Hangrücken (linearer Hangabschnitt) wurden nur geringe Nettobodenbewegungen ermittelt und am Hangfuß kam es zu gleichwertigen Ablagerungen (konkaver Hangbereich).

Tab. 28: Nettobodenverlagerung an den untersuchten Hangpositionen im Feldversuch Müncheberg

Hangposition	Nettobodenverlagerung [kg m ⁻¹]		
	Pflug	Grubber	Scheibenegge
Oberhang	26	-10	2
Mittelhang	nicht ausgewertet	35	9
Unterhang	6	29	2

Im Versuch (Tab. 28) war die Nettobodenbewegung für den Pflug und die Scheibenegge am Oberhang ebenfalls höher als am Hangfuß. Die Bearbeitung mit dem Grubber führte am Oberhang zu einem Bodenauftrag. Im Mittelhangbereich war die höchste Nettobodenverlagerung bestimmt worden, da mehr Boden hangabwärts als hangaufwärts transportiert wurde.

In Tab. 29 sind die Bodenerosionsraten des eigenen Versuches und Ergebnisse aus der Literatur zusammengestellt, die im folgenden diskutiert werden.

Tab. 29: Bearbeitungserosionsraten im Feldversuch Müncheberg im Vergleich mit Daten aus der Literatur

Untersuchungen	Hangneigung	Bearbeitungserosionsrate [t ha ⁻¹]	Trockenrohdichte [kg m ⁻³]	
Scharpflug	5 ° 10 ° 15 °	2,7 5,2 7,2	nicht angegeben	KIBURYS ET AL. (1997)
Scharpflug	4,6 °	3,3	1573	Eigener Versuch
Scharpflug (hangabwärts)	8 °	4,4 (-8 bis +33) 15,6 (-35 bis +109)	1650 1070	VAN MUYSSEN ET AL. (1999)
Scharpflug (hangabwärts)	4,6 °	-33,3 (-31 bis -36)	1560	Eigener Versuch
Grubber	bis zu 16,7 °	10 20	1560 1250	VAN MUYSSEN ET AL. (2000)
Grubber	4,4 °	3,9	1579	Eigener Versuch
Scheibenegge	4,3 °	0,9	1567	Eigener Versuch
Hacke (manuell) (hangabwärts)	2,3-23,3 °	24-75	1310	ZHANG ET AL. (2004)

Die Bearbeitungserosionsrate beim einmaligen Pflügen mit einem Scharpflug im Feldversuch Müncheberg lag in dem Bereich der Werte von KIBURYS ET AL. (1997).

Vergleichsweise lagen die Bodenerosionsraten im Versuch für die Bearbeitung mit dem Scharpflug hangabwärts in dem Bereich des Maximalwertes für lockeren Boden (VAN MUYSSEN ET AL., 1999).

Von der Trockenrohdichte liegt der untersuchte Boden am Standort Müncheberg jedoch im Bereich des VAN MUYSSEN ET AL. untersuchten festeren Bodens. Im Versuch war die Bearbeitungsgeschwindigkeit dagegen um ein Vielfaches höher ($6,2 \text{ km h}^{-1}$) als bei VAN MUYSSEN ET AL. ($1,8 \text{ km h}^{-1}$ bei lockerem Boden, $2,7 \text{ km h}^{-1}$ bei festerem Boden).

Hier werden die vielfältigen Einflussfaktoren auf die Höhe der Bodenverluste deutlich.

Die Bearbeitungserosionsraten mit dem Grubber im Feldversuch liegen aufgrund der geringeren Hangneigung unter den Raten, die von VAN MUYSSEN ET AL. (2000) ermittelt wurden.

Jährliche Bodenverlustraten infolge von Rillen- und Interrillenerosion liegen vergleichsweise bei $0,2\text{--}1,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (TOMAS, 1992 in VAN MUYSSEN ET AL., 1999). Sie sind wesentlich niedriger als die Bodenverluste infolge der Bearbeitung.

LOBB ET AL. (1995 und 1998) untersuchten die Höhe der Bodenverluste in den topographisch komplexen Landschaften Kanadas für benachbarte Plots an Oberhängen, die hangauf- und -abwärts mit einem konventionellen Bearbeitungsverfahren (Aufeinanderfolge von Scharpflug, Scheibenegge und Grubber) einmal bearbeitet wurden. Die Bearbeitungserosionsrate betrug im Durchschnitt $39 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Nach einer wiederholten Bearbeitung betrug der Bodenverlust $37 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Untersuchungen von LOBB ET AL. 1999 in dieser Landschaft unter Anwendung der gleichen Bearbeitungsgeräte ergaben einen Bodenverlust von $19 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Unterschiede der Ergebnisse bei LOBB ET AL. wurden auf die größere Bearbeitungstiefe und -geschwindigkeit im Jahr 1999 als in den Jahren 1995 und 1998 zurückgeführt.

Summiert man die Bodenerosionsraten der einzelnen Bearbeitungsgänge des Feldversuches Müncheberg analog des Versuches von LOBB ET AL., so liegen die Bodenverluste an dem flachen gestreckten Hang mit $8 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter denen der komplexen Landschaft.

Insgesamt ist der Vergleich mit anderen Experimenten nicht unmittelbar möglich, da Unterschiede in der Konstruktion und Anordnung der Bearbeitungswerkzeuge vorhanden sind und die Längen der Parzellen bzw. Hänge, die in die Berechnung der Bearbeitungserosionsrate eingehen, variiert.

Die aus der Nettobodenbewegung resultierende Bearbeitungserosion ist abhängig von der Hanglänge. Nach QUINE ET AL. (1999) steigt die Bearbeitungserosionsrate des erodierten Teils eines nahezu linearen Hanges mit abnehmender Hanglänge. Die Bearbeitungserosionsrate ist demzufolge umgekehrt proportional zu der Hanglänge. Erfahrungswerte zeigen, dass auf Flächen mit kürzeren Hängen die Bearbeitungserosion der dominierende Prozess ist (TURKELBOOM ET AL., 1997; VAN OOST ET AL., 2000).

Die ermittelten Bodenverlagerungsraten in Südwest-China von ZHANG ET AL. (2004) waren signifikant abhängig vom Hanggradienten.

LOBB ET AL. (2000) geben im Rahmen der Entwicklung des TERI (Tillage Erosion Risk Indicator) für Kanada fünf Risikoklassen für die Bearbeitungserosion an (Tab. 30).

Tab. 30: Risikoklassen der Bearbeitungserosion

Risikoklasse	Risiko	Bearbeitungserosion [$\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]
1	tolerierbar	< 6,0
2	niedrig	6,0–10,9
3	mäßig	11–21,9
4	hoch	22–32,9
5	stark	≥ 33

Wendet man diese Risikoklassen auf die Verhältnisse im Jungmoränengebiet an, so liegen im Feldversuch Müncheberg die einzelnen Arbeitsgänge der jeweiligen untersuchten Werkzeuge im tolerierbaren Bereich. Erst die Anzahl der Arbeitsgänge im Jahr entscheidet jedoch über das tatsächliche Risiko der Bearbeitungserosion eines bewirtschafteten Feldes.

Um eine Einschätzung der eigenen Ergebnisse vornehmen zu können, wurden weiterhin die k -Werte mit Werten aus der Literatur verglichen (Tab. 31).

Im Feldversuch wurden für den Scharpflug und die Scheibenegge vergleichsweise die niedrigsten k -Werte errechnet, während das Ergebnis für den Grubber im Mittel der Werte aus der Literatur zu finden ist.

Betrachtet man beim Scharpflug nur die Bearbeitungsrichtung hangabwärts, so ist im eigenen Versuch ein hoher k -Wert bestimmt wurden. Ursache ist der positive Regressionskoeffizient B , der auf der umgekehrte Beziehung der mittleren Verlagerungsentfernung zum Hanggradienten (abnehmende Entfernung mit zunehmenden Hanggradienten) beruht.

Relativ lineare Hänge ohne Konvexitäten und Konkavitäten, wie sie auch im Versuch vorhanden sind, führen zu einer niedrigen Nettobodenverlagerung und damit zu niedrigen Bearbeitungskoeffizienten (LINDSTROM ET AL., 1992).

Schwankungen zwischen den k -Werten der gleichen Werkzeuge können die Folge von Unterschieden in der Durchführung des Experiments selbst sein. Hierzu zählen z.B. der Tracertyp und die Geschwindigkeit bei der Bearbeitung (GOVERS ET AL., 1994A), aber auch die Bearbeitungstiefe.

Entscheidend sind auch die Ausgangsbedingungen des Bodens zum Zeitpunkt der Bearbeitung. Diese haben einen Einfluss auf die Bodenverlagerung und auf die Bodenerosion (VAN MUYSEN ET AL., 1999).

Lockerer Boden wird stärker verlagert als fester Boden (Tab. 31). Zurückzuführen ist dies auf die größere Bearbeitungstiefe bei gelockerterem Boden und die dort herrschenden geringeren internen Kohäsionskräfte.

VAN MUYSEN ET AL. (2000) zeigten, dass der k -Wert mit zunehmender Bearbeitungsgeschwindigkeit und –tiefe zunimmt. Dieser Effekt ist bei höheren Bearbeitungstiefen und –geschwindigkeiten noch stärker ausgeprägt. Demzufolge sind die k -Werte bei sekundären Bearbeitungsgängen höher als beim ersten Bearbeitungsgang auf verfestigten Böden.

Die Tatsache, dass die Verlagerungsentfernung nicht nur vom Hanggradienten abhängt, kompliziert die Bestimmung der Bearbeitungserosivität.

Nomogramme für die Bearbeitung mit dem Grubber, entwickelt von VAN MUYSEN ET AL. (2000), erlauben eine Schätzung der Wirkung der Bearbeitungstiefe und/oder der –geschwindigkeit auf die Bodenerosivität für einen Bearbeitungsgang. Die Anwendung des Nomogramms auf die eigenen Versuchswerte vom Grubber ergeben einen Transportkoeffizienten von 200 kg m^{-1} u. Bearbeitungsgang.

K -Werte werden auch für andere Prozesse angegeben, so für das Bodenkriechen und Bodensplash. Hier liegen die Werte bei $5\text{--}10 \text{ kg m}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (GOVERS ET AL., 1993). Diese Prozesse haben aufgrund des um Größenordnungen kleineren k -Wertes eine geringere Wirkung als die Bearbeitungserosion.

Die dargestellten k -Werte gelten für einen Bearbeitungsgang. Gewöhnlich werden die Felder mehrmals im Jahr mit unterschiedlichen Maschinen bearbeitet. Hierbei summieren sich dann die einzelnen k -Werte. Bei einer durchschnittlichen Bearbeitung eines Feldes im Jahr mit einmal Pflügen, ein- bis zweimal Grubbern und einmal Scheiben kann ein k -Wert von $400\text{--}600 \text{ kg m}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auftreten (GOVERS ET AL., 1994A).

Tab. 31: k-Werte abgeleitet aus den eigenen Untersuchungen und ausgewählten Beispielen aus der Literatur

Experiment	Regressions- koeffizient B	Regressions- koeffizient A (mittlere Verlagerungs- entfernung)	Bearbeitungs- tiefe	Lagerungs- dichte	Bearbeitungs- geschwindigkeit	Hanggradient	Bearbeitungs- koeffizient k	
	[m pro Be- arbeitungsgang]	[m]	[m]	[kg m ⁻³]	[km h ⁻¹]	[m m ⁻¹]	[kg m ⁻¹ pro Bearbeitungs- gang]	
Scharpflug hangab- und - aufwärts	-0,62	0,28	0,28	1350	4,5	0,13 (0,028-0,227)	234	Govers et al. (1994a)
Scharpflug hangabwärts	-1,02	0,23	0,28	1350	4,5	0,16 (0,036-0,227)	193	
Scharpflug hangab- und - aufwärts	-1,02	0,3424	0,24	1350	8,0	0,045 (0,01-0,08)	330	Lindstrom et al. (1992)
Scharpflug hangabwärts	-2,07	0,29	0,24	1350	8,0		335	
Scharpflug hangabwärts	-1,39	0,24	0,33	1070	1,8	0,14 (0,019-0,23)	254	van Muysen et al. (1999)
Scharpflug hangabwärts	-0,69	0,12	0,15	1650	2,7	0,16 (0,055-0,253)	70	
Scharpflug hangab- und - aufwärts (ohne Plot 2)	-0,46	0,49	0,19	1573	6,3	0,08 (0,04-0,11)	138	eigener Versuch
Scharpflug hangabwärts	3,11	0,81	0,19	1560	6,2	0,09 (0,06-0,11)	462	eigener Versuch
Grubber hangab- und - aufwärts	-0,55	0,36	0,15	1350	4,5	0,12 (0,032-0,223)	111	Govers et al. (1994a)
Grubber hangab- und - aufwärts	-2,18	0,41	0,20	1250	7,3	bis zu 0,30	545	van Muysen et al. (2000)
Grubber hangab- und - aufwärts	-0,96	0,23	0,15	1560	5,7	bis zu 0,30	225	
Grubber hangab- und - aufwärts	keine Werte vorhanden		0,15	1582	2,3	0,19 (0,02-0,41)	282	Poesen et al. (1997)
Grubber hangab- und - aufwärts	-1,12	0,39	0,14	1579	6,1	0,08 (0,03-0,11)	250	eigener Versuch
Scheibenegge hangab- und - aufwärts	keine Werte vorhanden		0,12	keine Werte vorhanden		0,19	78	Mech, Free (1942)
Scheibenegge hangab- und - aufwärts	-0,14	0,10	0,09	1567	5,9	0,07 (0,03-0,11)	21	eigener Versuch
Hacke (manuell) hangabwärts	0,49	0,22 (0,13-0,39)	0,11	1310	kein Wert vorhanden	0,235 (0,04-0,43)	139 (121-175)	Zhang et al. (2004)
Eggen-Aussaai- Kombination	-1,58	0,38	0,07	1130	6,8	0,082 (0,017-0,151)	123	van Muysen et al. (2002)

Abschließend kann zusammengefasst werden, dass eine Verminderung der Bearbeitungs-erosion durch die Beschränkung von Arbeitsgängen und eine flachere und langsamere Bearbeitung möglich ist. Zu empfehlen ist daher die reduzierte Bodenbearbeitung.

Auch die Anwendung kleinerer Geräte reduziert die Bearbeitungserosion.

5.3 Sedimentakkumulation nach langjähriger Bodenverlagerung ermittelt mit dem Tracer Cäsium-137

5.3.1 Bodenuntersuchungen an den ausgewählten Standorten

Standort Basedow - Steilcatena der Sand-Hügel und Hänge mit anhydromorphen Böden

Für die Auswertung wurden die Mittelwerte für eine Bearbeitungstiefe von 30 cm (mittlere gemessene Bearbeitungstiefe des Transekts) sowie der darunter liegenden Schicht ausgewählt.

Tab. 32: Mittelwert der Körnungsarten der Bearbeitungsschicht und der darunter gelegenen Schichten – Standort Basedow

Profil	Hang-position	0-30 cm Tiefe				unterhalb 30 cm Tiefe			
		Bodenart	gesS%	gesU%	T%	Bodenart	gesS%	gesU%	T%
1	UHA	Ss	90,71	5,35	3,39	Ss	93,53	3,41	2,37
2	UHA	Ss	88,27	7,33	3,94	Ss	90,27	7,87	1,02
3	MHA	Sl2	73,13	18,52	7,93	Sl2	69,38	22,80	7,42
4	OHA	Sl2	71,21	20,33	7,94	Su2	77,19	19,01	3,58
5	Top	Sl4	65,36	21,41	12,80	Su2	88,69	10,26	0,13
6	Top	Sl4	63,67	21,90	14,03	Sl2	71,19	21,11	6,62
7	MHA	Sl2	77,30	14,78	7,58	Su2	83,32	11,90	4,36
8	Senke	Ss	86,74	8,20	4,52	Ss	89,22	6,78	3,07
9	OHA	St2	88,46	6,15	5,10	St2	92,19	2,30	5,18
10	OHA	Sl3	69,19	18,71	11,62	Sl3	71,07	16,55	11,49
11	MHA	Sl3	70,44	17,03	11,94	Sl3	70,29	17,35	11,76
12	Senke	Sl3	74,94	16,46	8,00	Sl2	75,78	16,65	6,58
13	UHA	Sl3	72,21	16,39	9,79	Sl2	71,44	16,68	7,27
16	Senke	Sl3	70,94	18,21	10,29	Sl3	70,87	18,81	9,71
17	Senke	Sl3	71,97	18,33	9,36	Sl2	72,88	18,77	7,81

gesS=Gesamtsand gesU=Gesamtschluff T=Ton

In der Bearbeitungsschicht sind lehmige Sande ausgeprägt.

Die Verteilung der Bodenarten zeigt eine Beziehung zur Hangmorphologie und der am Hang abgelaufenen Verlagerungsprozesse. Der Sandanteil nimmt hangabwärts zu.

Unterhalb von 30 cm Bodentiefe nimmt der Sandgehalt zu, der Schluffgehalt sinkt in geringem Umfang, während der Tongehalt stark abfällt.

Betrachtet man den Schluff- und Tongehalt in 0-30 cm Tiefe, so ist zu erkennen, dass der Gehalt an den Punkten 5 und 6 am höchsten ist und dann hangabwärts zunächst abnimmt (Abb. 19). Dies entspricht den Untersuchungen von SCHMIDT (1986). Im Senkenbereich nimmt der Gehalt wieder zu, liegt jedoch unter den Werten des Top-Bereiches.

Der Schluffgehalt unterliegt innerhalb der einzelnen Tiefenprofile größeren Schwankungen als der Ton- und Kohlenstoffgehalt. Besonders große Schwankungen treten am Profil 9 auf, hier sind sowohl der Schluff- als auch der Tongehalt betroffen.

Abb. 20 veranschaulicht die Kohlenstoffgehalte am Transekt Basedow.

Zwischen der Körnungsart und dem Gehalt an organischer Substanz besteht eine enge Beziehung (LIEBEROTH, 1982).

Im Bearbeitungshorizont werden 77 % des Corg-Gehaltes durch den Tongehalt und 78 % durch den Schluffgehalt bestimmt (Profile 1-10). Für den eigentlichen Senkenbereich (Profile 11 bis 17) trifft das nicht zu. Die hohen Corg-Gehalte sind als eine Folge der Bodenverlagerungsprozesse am Hang zu erklären. Hier kommt es zu einer Verlagerung von

organischer Bodensubstanz aus höher gelegenen Abschnitten als auch zu einer höheren Humusproduktion infolge höherer Feuchtigkeit und Mikrobenaktivität sowie größeren Pflanzenresten in der Senke. Im Senkenbereich sind die Corg-Gehalte unterhalb von 30 cm erwartungsgemäß relativ hoch und deuten auf eine Akkumulation von Humus hin.

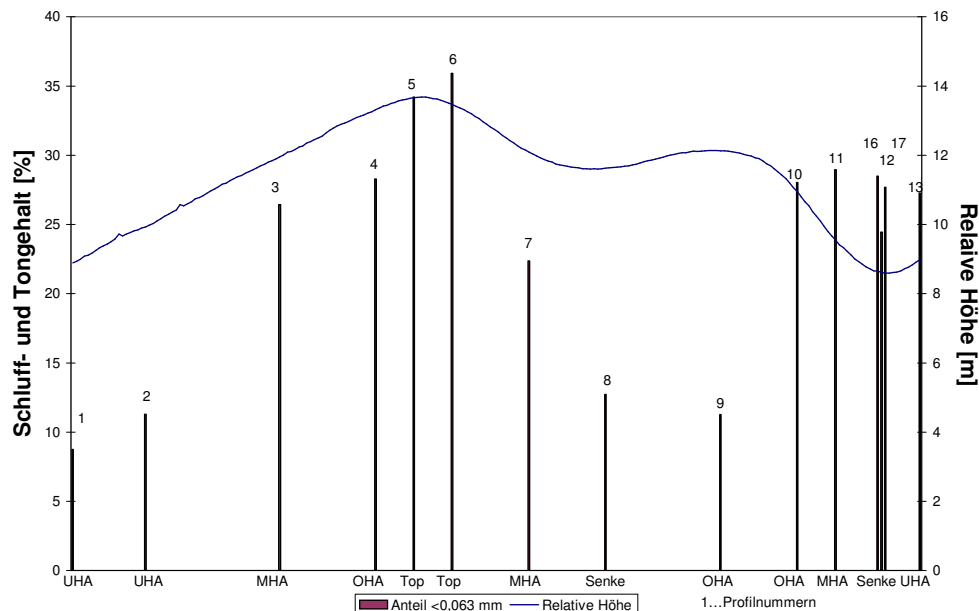


Abb. 19: Schluff- und Tongehalt (0-30 cm) am Transekt Basedow

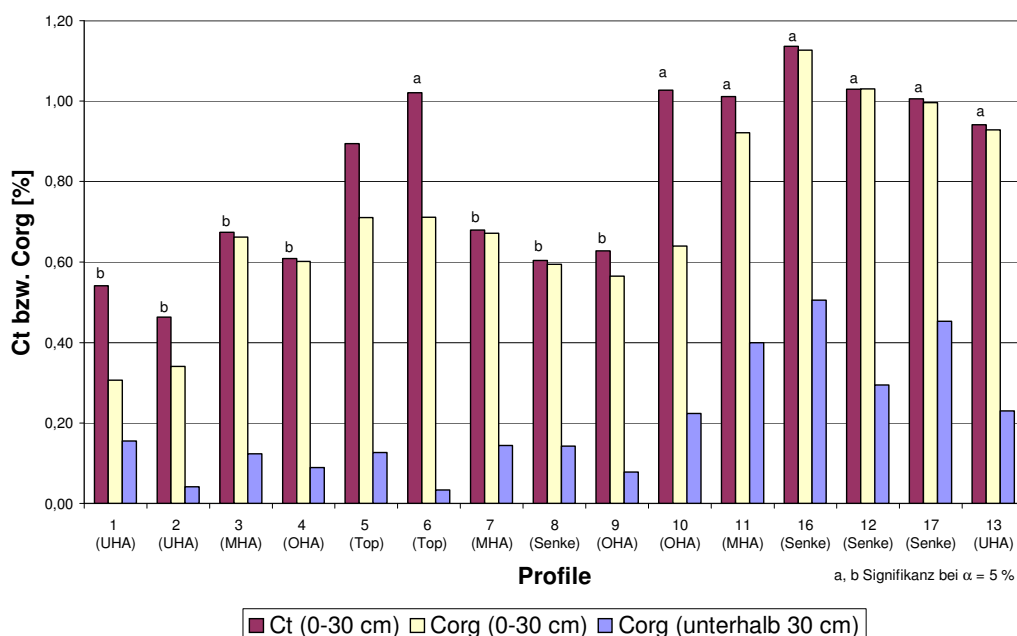


Abb. 20: Kohlenstoffgehalte am Transekt Basedow

Standort Holzendorf - Steilcatena der lehmigen Grundmoräne mit vorwiegend anhydromorphen Böden

In der Bearbeitungsschicht, die wiederum im Durchschnitt aller Profile 30 cm beträgt, dominieren lehmige Sande (Tab. 33). Mit der Änderung der Bodenarten hangabwärts nimmt der Sandgehalt zu und der Tongehalt ab, was den Einfluss der Verlagerungsprozesse zeigt.

Tab. 33: Mittelwert der Körnungsarten der Bearbeitungsschicht und der darunter gelegenen Schichten – Standort Holzendorf

Profil	Hang-position	0-30 cm Tiefe				unterhalb 30 cm Tiefe			
		Bodenart	gesS%	gesU%	T%	Bodenart	gesS%	gesU%	T%
1	Top	SI4	59,43	24,07	16,53	Ls4	54,20	21,90	24,00
2	OHA	SI4	58,93	26,28	14,83	SI4	56,90	28,60	14,50
3	MHA	Ls4	54,87	25,30	19,82	Ls4	51,75	24,75	23,55
4	UHA	SI4	61,42	24,30	14,37	SI3	65,40	23,05	11,40
5	Senke	SI3	65,12	23,67	11,20	SI3	66,80	23,60	9,50
6	Senke	SI3	64,55	24,58	10,83	SI3	63,29	25,91	10,79
7	Senke	SI3	63,70	24,55	11,73	SI3	65,20	23,68	11,15
8	UHA	SI4	60,28	25,40	14,33	SI4	62,63	24,62	12,80
9	MHA	SI4	61,73	24,87	13,42	SI4	56,38	27,68	15,90
10	MHA	SI3	62,88	25,33	11,77	SI3	64,54	26,80	8,61
11	OHA	SI4	58,67	27,10	14,28	SI4	56,20	30,10	13,60
12	OHA	Ls4	55,53	26,95	17,53	SI4	56,80	30,50	12,80
13	Top	SI4	58,50	26,15	15,35	Ls4	53,60	22,83	23,53

gesS=Gesamtsand gesU=Gesamtschluff T=Ton

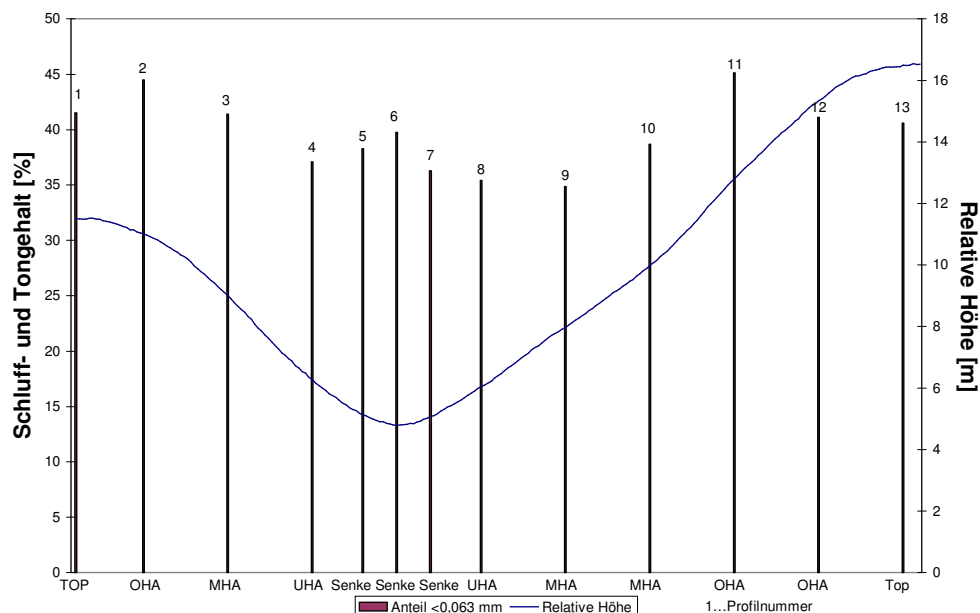


Abb. 21: Schluff- und Tongehalt (0-30 cm) am Transekt Holzendorf

Für den Ton- und Feinschluffgehalt sowie den Anteil der organische Bodensubstanz wurden von THAMM UND HEYMANN (1984) für die Untersuchungsfläche starke bis sehr starke Streuungen gefunden. Das Transekt zeigt eine Abnahme des Ton- und Feinschluffgehaltes vom Top/Oberhang zur Senke hin (Abb. 21).

Eine Änderung des Ton- und Schluffgehaltes tritt bei den Punkten am Top und Oberhang in der Regel bei 30 cm auf, während besonders im Senkenbereich die Tiefenprofile zeigen, dass bis zu Tiefen von 35 bis 50 cm kaum Veränderungen zu verzeichnen sind.

Bedingt durch den höheren Ton- und Schluffgehalt dieser Böden liegen die Kohlenstoffgehalte sowohl in der Bearbeitungsschicht als auch darunter über den Werten des Standortes Basedow.

Am Standort Holzendorf korrelieren die Ton- und Schluffgehalte nicht mit den Corg-Gehalten. Geringe Corg-Gehalte sind an den Abtragspositionen (Oberhang) zu finden, während im Senkenbereich verhältnismäßig hohe Gehalte vorkommen. Dies kann als eine Folge der Umlagerungsprozesse gewertet werden.

Diese Tendenz spiegelt sich auch in den Schichten unterhalb des Bearbeitungshorizontes wider. Hier sind hohe Corg-Gehalte im Senkenbereich auffallend, so dass angenommen werden kann, dass Akkumulation infolge von Verlagerungsprozessen vorliegt. In Abb. 22 wird dies noch einmal verdeutlicht.

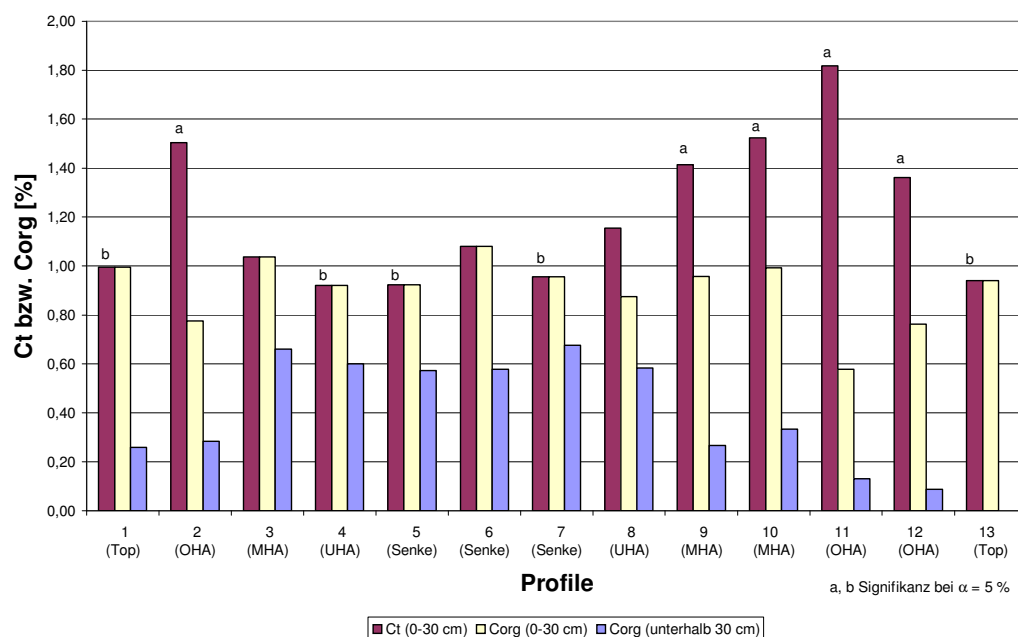


Abb. 22: Kohlenstoffgehalte am Transekt Holzendorf

Standort Augustenfelde - Flachcatena der mäßig bis schwach übersandeten Grundmoränen mit vorwiegend anhydromorphen Böden

Die Mittelwerte für die Tiefe 0-30 cm (durchschnittliche gemessene Bearbeitungstiefe am Transekt) sowie unterhalb 30 cm sind in Tab. 34 zusammengefasst und werden im Folgenden ausgewertet.

In der Bearbeitungsschicht sind stark lehmige Sande vorherrschend. Die Schluff- und Tongehalte nehmen bis zum Punkt 6 zu und sinken anschließend. Vom Punkt 7-10 unterliegen sie geringen Schwankungen (Abb. 23).

Eine Änderung der Schluff- und Tongehalte tritt an den Punkten 1 bis 6 im Durchschnitt bei 30 cm Tiefe auf, während an den folgenden Punkten diese Werte bis zu größeren Tiefen relativ gleich bleiben.

Tab. 34: Mittelwert der Körnungsarten der Bearbeitungsschicht und der darunter gelegenen Schichten – Standort Augustenfelde

Profil	Hang-position	0-30 cm Tiefe				unterhalb 30 cm Tiefe			
		Bodenart	gesS%	gesU%	T%	Bodenart	gesS%	gesU%	T%
1	Top	SI4	60,55	25,30	14,27	Ls4	54,77	26,50	18,87
2	OHA	SI4	58,13	27,38	14,62	SI4	52,33	31,50	16,30
3	OHA	SI4	58,02	26,27	15,83	Ls4	53,80	24,20	22,20
4	MHA	SI4	56,55	27,03	16,55	Lts	47,15	26,98	25,98
5	MHA	SI4	56,35	26,98	16,85	Ls4	49,20	30,00	20,95
6	MHA	Ls4	53,95	29,17	17,08	SI4	51,40	32,25	16,45
7	MHA	SI4	59,78	26,48	13,90	keine Werte vorhanden			
8	UHA	SI4	62,73	24,17	13,22	SI3	72,99	17,22	9,95
9	UHA	SI4	61,60	26,30	12,33	SI3	63,36	25,49	11,29
10	HF	SI4	61,70	25,57	12,92	SI4	52,17	31,95	16,09

gesS=Gesamtsand gesU=Gesamtschluff T=Ton

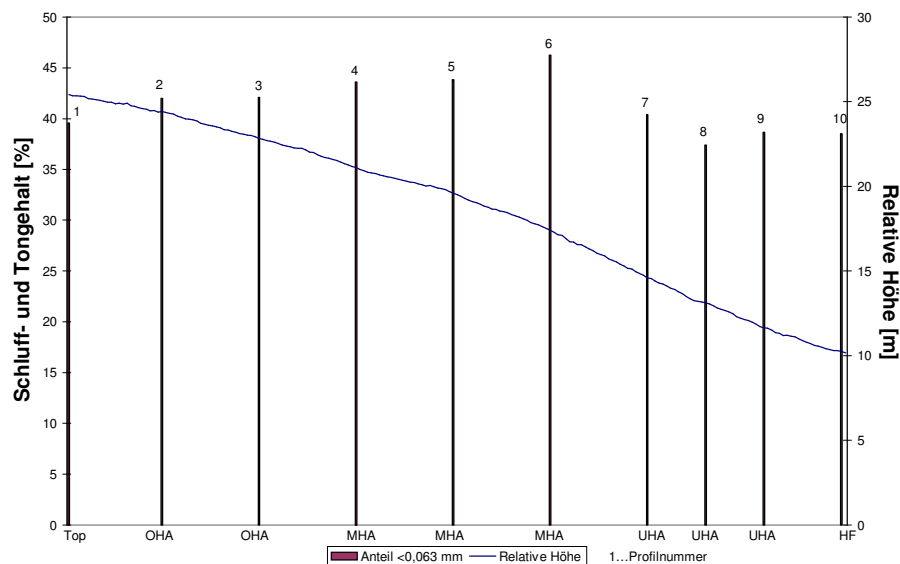


Abb. 23: Schluff- und Tongehalt (0-30 cm) am Transekt Augustenfelde

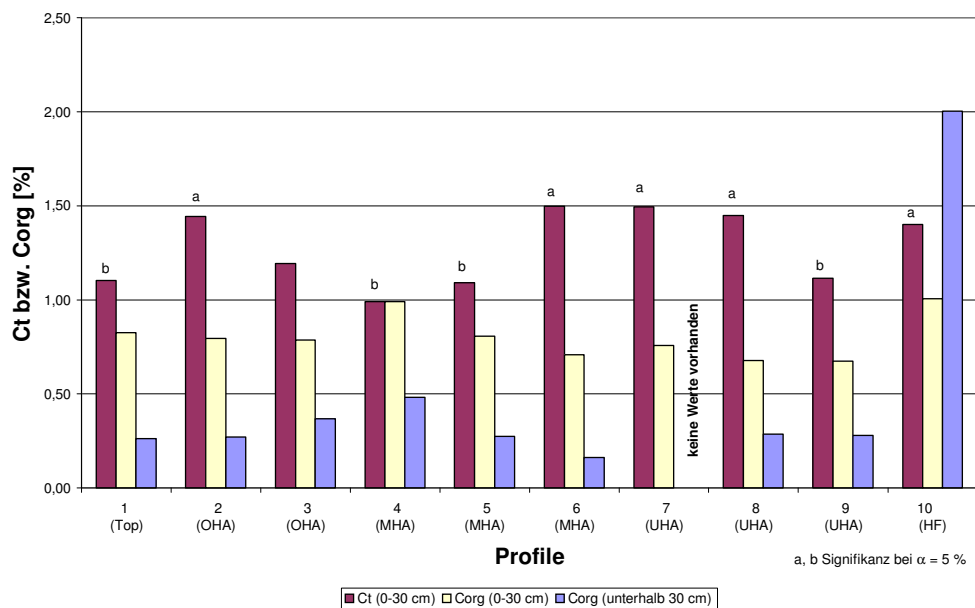


Abb. 24: Kohlenstoffgehalte am Transekt Augustenfelde

Unterhalb der Bearbeitungsschicht sind größtenteils andere Bodenarten als in der Bearbeitungsschicht bestimmt worden. Am Ober- und Mittelhang nimmt der Sandgehalt ab und der Schluff- sowie der Tongehalt nehmen zu, während am Unterhang der Sandgehalt zunimmt.

Am Unterhang und am Hangfuß handelt es sich in der Schicht unterhalb 30 cm um eine Akkumulation. Dies bestätigt die Horizontbeschreibung vor Ort, in der für die Punkte 8, 9 und 10 Akkumulationen bis in Tiefen von 75, 100 und 60 cm ermittelt wurden.

Abb. 24 veranschaulicht die Kohlenstoffgehalte des Transektes Augustenfelde. Eine Tendenz der Verlagerung des Corg am Hang ist ersichtlich, die zu einer Akkumulation infolge von Erosion am Hangfuß führt, wobei Zwischenakkumulationen am Mittelhang stattfinden.

Die Werte für beide betrachtete Schichttiefen liegen im Bereich der Kohlenstoffgehalte des Standortes Holzendorf. Am Standort Augustenfelde korrelieren die Ton- und Schluffgehalte ebenfalls nicht mit den Corg-Gehalten.

Standort Müncheberg - Flachcatena der stark übersandeten Grundmoränen mit anhydromorphen Böden

Am Standort ist die Bodenart schwach schluffiger Sand vorherrschend.

Außer an den Profilen 9 und 10 ist die Bodenart oberhalb von 30 cm Bodentiefe schwach schluffiger Sand. Am Oberhang treten z.T. ab 30 cm Bodentiefe die Bodenarten schwach bis mittel lehmiger Sand auf. Im Unterhangbereich ändert sich die Bodenart zwischen 20 und 26 cm Bodentiefe. Hier sind vordergründig schwach bis stark lehmige Sande vorhanden. Am Hangfuß ist die Bodenart durchgängig schwach schluffiger Sand, was für eine Akkumulation spricht.

Im Durchschnitt nimmt der Ton- und Schluffgehalt mit zunehmender Bodentiefe zu. Besonders der Tongehalt unterliegt in größeren Bodentiefen zwischen den Profilen großen Schwankungen (Variationskoeffizient 67 %).

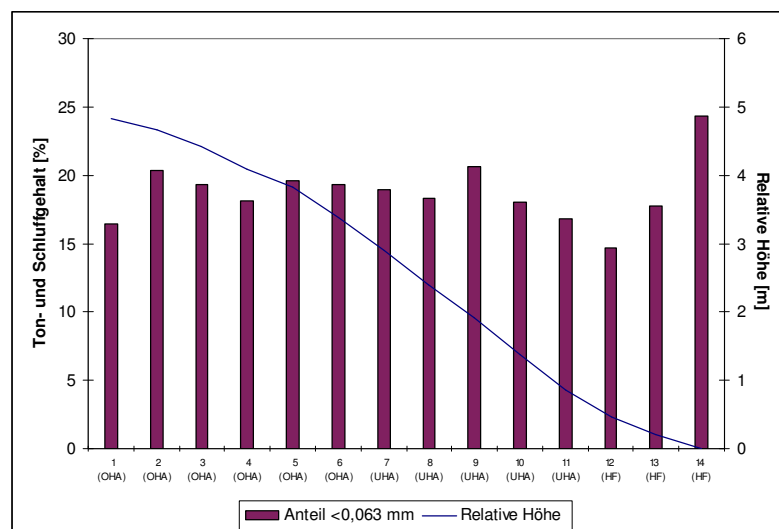


Abb. 25: Schluff- und Tongehalt des Ap-Horizontes am Transekt Müncheberg

Die Ton- und Schluffgehalte am Hang sind für den Ap-Horizont in der Abb. 25 dargestellt. Am Hangfuß ist der Ton- und Schluffgehalt am höchsten.

Im Ap-Horizont des Hanges (Profile 1-11) werden 53 % des Corg-Gehaltes durch den Tongehalt bestimmt. Für den Hangfuß (Profile 12 bis 14) trifft das nicht zu. Die hohen Corg-Gehalte sind hier als eine Folge der Bodenverlagerungsprozesse am Hang zu erklären.

Der Gesamtkohlenstoffgehalt und der Corg-Gehalt sind am Profil 14 am höchsten (Abb. 26). Am Hang unterliegen die Kohlenstoffgehalte ständigen Ab- und Zunahmen. Auffällig sind die Corg-Gehalte unterhalb vom Ap-Horizont am Hangfuß, welche signifikant über den Corg-Werten am Hang liegen.

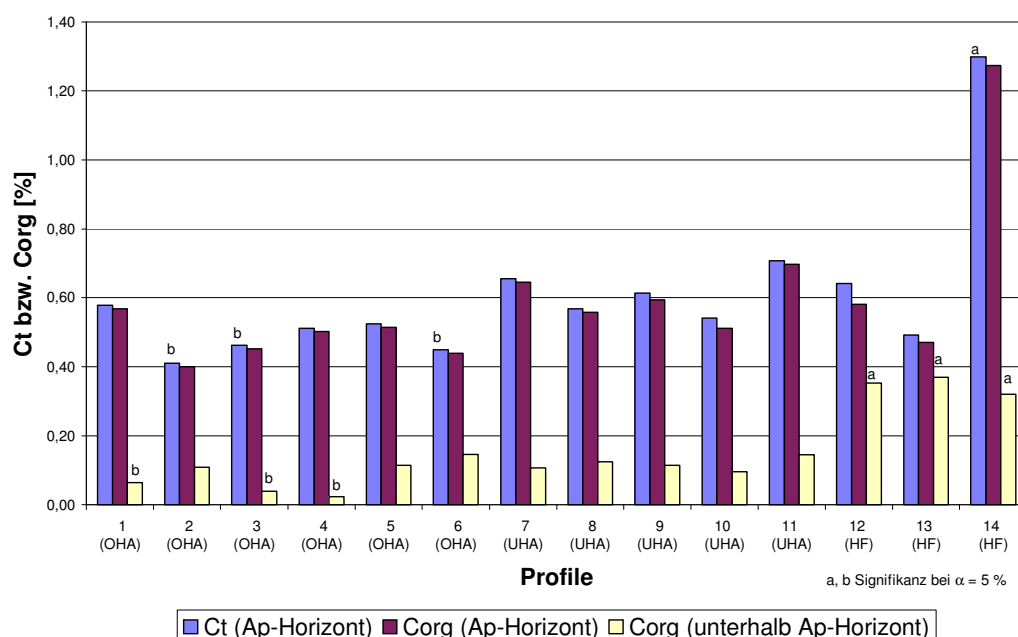


Abb. 26: Kohlenstoffgehalte am Transekt Müncheberg

5.3.2 Cäsium-137-Untersuchungen an den ausgewählten Standorten

Nachfolgend sind die Ergebnisse der Gammaskpektrometrischen Analysen an den Beispielscatenen im Vergleich zu denen der Referenzflächen dargestellt.

Als Ergebnis der Gammaskpektrometrie erhält man die spezifische Cäsium-137-Aktivität je Einheitsmasse (Bq/kg TM), auch Cäsium-137-Konzentration genannt, für jede Probenahmeschicht. Diese spezifische Cäsium-137-Aktivität liefert für die Profilfolge Hinweise auf die Tiefenverteilung des Cs-137.

Die Tiefenverteilung in den unbearbeiteten ebenen Graslandflächen, den Referenzflächen, spiegelt die von der Infiltration des Niederschlages abhängige Verlagerung des Cäsiums vom Zeitpunkt des Fallouts wider und schließt den zeitabhängigen natürlichen Zerfall ein. Kurz nach der Deposition aus der Atmosphäre erfolgt die Adsorption an die Bodenteilchen in entsprechender Tiefe.

Um die Profile der bewirtschafteten Fläche untereinander und mit den Referenzflächen vergleichen und in Beziehung setzen zu können, wird die Cäsium-137-Flächenaktivität (auch Cäsium-137-Gehalt genannt) für jedes Profil nach folgender Formel (SUTHERLAND, 1992) bestimmt:

$$Cs_t = \sum_i^n Cs_i * BD_i * DI_i \quad \text{[Gleichung 12]}$$

Cs_t Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität für alle Tiefen [Bq m⁻²]

i Probentiefe

Cs_i spezifische Cäsium-137-Aktivität je Einheitsmasse [Bq/kg TM] für die Tiefe i

BD_i Trockenrohdichte [kg m⁻³] für die Tiefe i

DI_i Schichttiefe der Probenahme [m] für Tiefe i

Aus den Cäsium-137-Gehalten mehrerer zu einer Hangfläche zuzuordnenden Referenzflächen wird der Mittelwert gebildet.

Abweichungen von den Cäsium-137-Gehalten der Referenzflächen lassen auf Erosion ($Cs_i < Cs_{t,ref}$) oder Akkumulation ($Cs_i > Cs_{t,ref}$) schließen. Die Größenordnung der Differenz zwischen den am bearbeiteten Hang und an den Referenzflächen gemessenen Werten erlauben die Erkennung der jeweiligen Erosions- oder Ablagerungsrate und ermöglichen Aussagen für einen Standort.

Für den Vergleich verschiedener Standorte tun sich hierbei jedoch Grenzen auf, da die Höhe des Cäsium-Fallout zwischen den Standorten bereits unterschiedlich gewesen sein kann (WALLING ET AL., 1991).

Ein besserer Indikator ist der prozentuale Rückstand, wobei die Größe des Rückstandes als Prozentsatz des Referenzwertes ausgedrückt wird.

Zur Quantifizierung der Abweichungen und Bestimmung des Cäsium-137-Rückstands wird die Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität jedes Probenahmeprofils in Beziehung zur mittleren Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität der jeweiligen Referenzflächen gesetzt (SUTHERLAND, 1992).

$$Cs_{Net} = \left(\frac{Cs_{CF} - Cs_{NC}}{Cs_{NC}} \right) * 100 \quad \text{[Gleichung 13]}$$

Cs_{Net} Nettoneuverteilung des Cs-137 an einem Probepunkt des bewirtschafteten Feldes relativ zu der Referenzfläche [%]

Cs_{CF} Cäsium-Gesamtflächenaktivität [$Bq\ m^{-2}$] jedes Probepunktes auf der bewirtschafteten Fläche

Cs_{NC} Mittlere Cäsium-Gesamtflächenaktivität [$Bq\ m^{-2}$] der Referenzflächen

Ein in der Literatur vorgeschlagener Korrekturfaktor K, mit dem der Wert der Referenzflächen um 5% infolge einer möglichen Neuverteilung des Cäsiums durch Schnee und dessen Schmelze und der Aufnahme durch Pflanzen korrigiert wird, geht in die eigenen Berechnungen nicht mit ein, da mit aktuell gemessenen Cäsium-Werten aus dem Boden gerechnet wird.

Negative oder positive Rückstandswerte geben einen Hinweis auf einen Cäsium-137-Verlust (negativ = Erosion) bzw. eine Cäsium-137-Zunahme (positiv = Akkumulation).

Geringfügige Cäsium-137-Verluste bzw. Cäsium-137-Zunahmen können sowohl Abtrag als auch geringe Ablagerung von erodiertem Material aus höher gelegenen Hangabschnitten bedeuten.

Ob es sich tatsächlich um Ab- oder Auftragspunkte handelt, wird ermittelt, in dem man das Konfidenzintervall der Referenzflächen bestimmt. Alle Werte, die außerhalb des Konfidenzintervalls liegen, charakterisieren Ab- und Auftragsbereiche.

Standort Basedow- Steilcatena der Sand-Hügel und Hänge mit anhydromorphen Böden

Charakterisierung der Referenzflächen

Abb. 27 veranschaulicht die Tiefenverteilung der spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten deutlich.

In allen vier Referenzprofilen nimmt die spezifische Cäsium-137-Aktivität mit zunehmender Bodentiefe ab. Die Profilverteilung zeigt die effektive Bindung des Cs-137 nahe der Bodenoberfläche. Die maximalen Konzentrationen liegen einige cm unter der Bodenoberfläche.

Unterhalb dieser Piks (ca. ab 10 cm) ist ein starker Rückgang der spezifischen Cs-137-Aktivität zu verzeichnen. In allen Profilen ist über die Hälfte des eingetragenen Cäsiums nahe der Bodenoberfläche zu finden.

Die hohen Werte der obersten Bodenschichten sind somit signifikant verschieden von den Werten der anderen Schichten. Die Referenzprofile weisen im Oberboden (0-30 cm) eine exponentielle Abnahme der Cäsiumkonzentrationen in die Tiefe auf und entsprechen damit einem typischen Cäsium-137-Tiefenprofil (HE, WALLING, 1997; BELYAEV ET AL., 2005). Die ausgewählten Referenzflächen sind somit für Vergleiche mit den Profilen der Ackerflächen anwendbar.

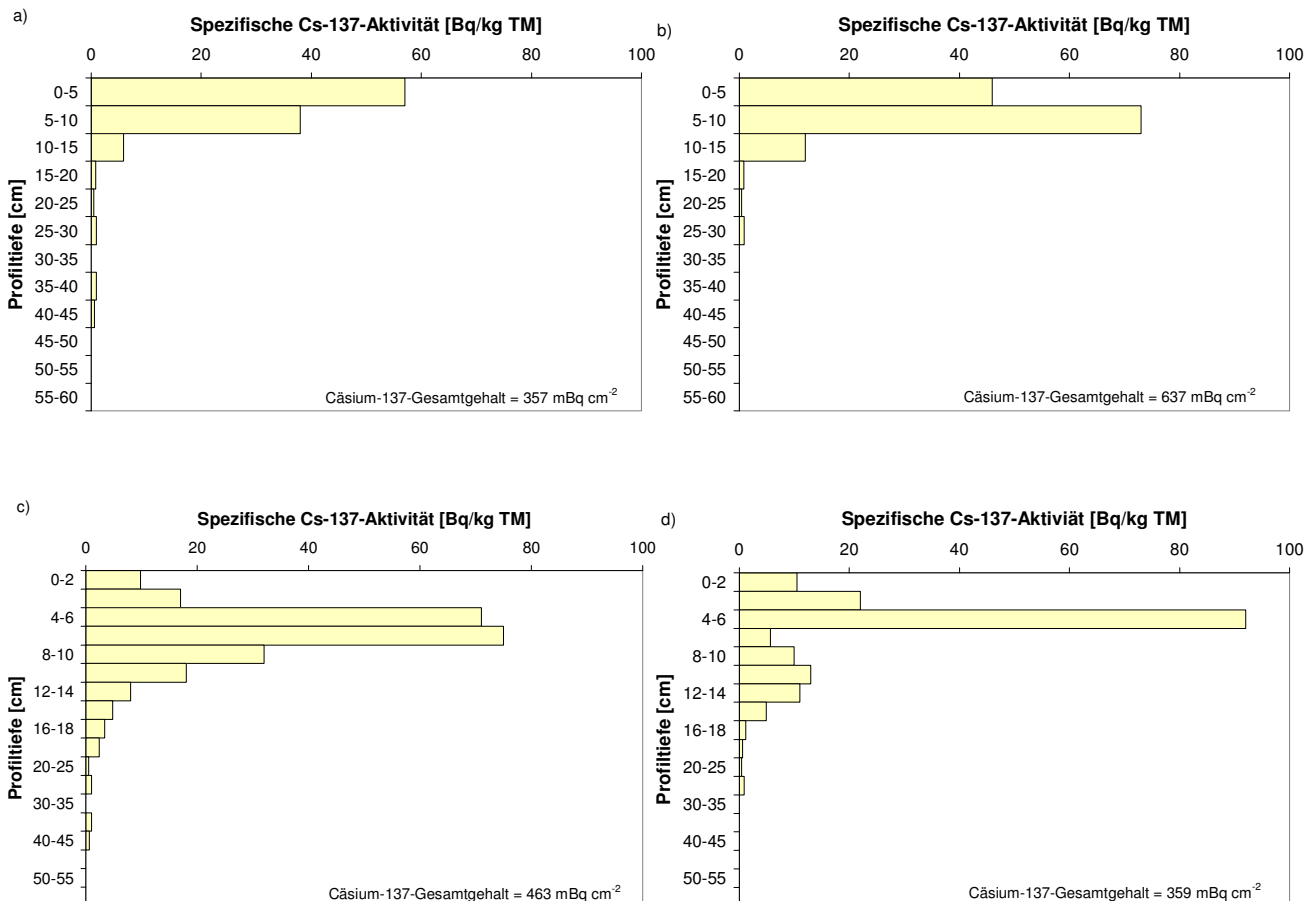


Abb. 27: Tiefenverteilung des Cäsium-137 in den Referenzflächen (RF) am Standort Basedow

a) RF 14 b) RF 15 c) RF 14a d) RF 15a

Die Profile unterscheiden sich durch unterschiedliche Eindringtiefen und Cäsium-137-Gesamtgehalte. Die Ursachen für die Unterschiede zwischen den Profilen sind in der Trockenrohdichte, der Bodenart (Textur) und im Corg-Gehalt zu suchen.

Verursacht durch die relativ hohe Trockenrohdichte im Bereich der höchsten Cäsiumkonzentration (5-10 cm) und durch die höchsten Trockenrohdichten ab 10 cm Tiefe im Vergleich zu den anderen Profilen weist das Profil 15 insgesamt die höchsten Cäsiumgehalte auf. Infolge der großen Abweichung von den anderen Profilen wird dieses Profil nicht in die weiteren Betrachtungen einbezogen.

Der Mittelwert der Referenzflächen 14, 14a und 15a beträgt 393 mBq cm⁻² bei einem Variationskoeffizienten von 15 %. Dies entspricht dem durchschnittlichen Wert von 391 mBq cm⁻², der unter Beachtung des natürlichen Zerfalls für das Jahr 2003 aus Fallout-Werten für die neuen Bundesländer von 1964 bis 1986 berechnet wurde (SAAS Bericht 353, Teil E).

Charakterisierung der Verlagerungsmuster am Hang

Die Tiefenverteilungen der spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten der untersuchten Profile auf der geneigten Ackerfläche weisen einen ähnlichen Verlauf auf (Abb. 28).

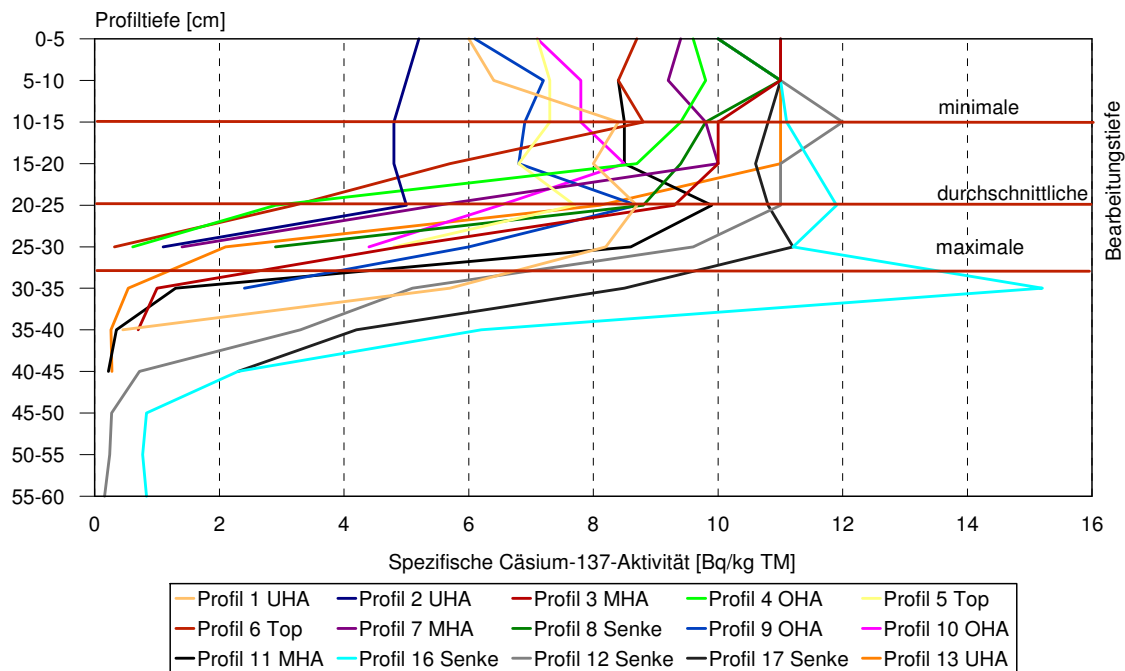


Abb. 28: Tiefenverteilung der spezifischen Cäsium-137-Aktivität der Profile auf der Ackerfläche – Standort Basedow

Der Maximalumfang der spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten liegt in der jeweiligen Pflugschicht des Profils, die im Mittel bei 25 cm (Minimum von 15 cm (Profil 6), Maximum von 30 cm (Profile 1, 9, 11, 16, 17)) liegt. In diesem Bereich ist die spezifische Cäsium-137-Aktivität relativ einheitlich, was den Mischungs- und Homogenisierungseffekt der Bodenbearbeitung widerspiegelt.

Unterhalb der Bearbeitungsschicht nimmt die spezifische Cäsium-137-Aktivitäten schnell ab. Es gibt Unterschiede zwischen den Profilen. Cäsium-137 wird in Tiefen von 30 bis maximal 60 cm gefunden. Die Mehrzahl der Profile weist Cäsium-137 bis zu einer Tiefe von 30 cm auf.

Zwischen den Profilen gibt es Unterschiede in der Höhe der spezifischen Cäsium-137-Aktivität für die Pflugtiefe mit einer relativen Standardabweichung von 22 % ($\alpha=95\%$) (gewichtetes Mittel der jeweiligen Pflugtiefe) und bezogen auf die Gesamttiefe der Profile mit einer relativen Standardabweichung von 17 % ($\alpha=5\%$).

Einen entscheidenden Einfluss auf die Höhe der Cäsium-Gesamtflächenaktivität hat die Lage des Profils im Transekt (Abb. 29).

Die niedrigsten Cäsium-137-Gesamtflächenaktivitäten sind am Profil 2 (langer gestreckter Hang) und an den höchsten Punkten des Transekts (Profile 4, 5 und 6) sowie am konvexen Abschnitt an den Profilen 9 und 10 zu finden.

Diese Profile weisen einen Durchmischungshorizont zwischen 0-15 cm und 0-30 cm auf, mit relativ geringen durchschnittlichen spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten in dieser durchmischten Schicht. Die Tiefe des Durchmischungshorizontes ergibt sich aus der Bearbeitungstiefe.

Insgesamt wird Cäsium bis 30 cm bzw. bei einem Profil (Profil 9) bis 35 cm nachgewiesen. Unterhalb dieser Tiefe wird kein Cäsium mehr gemessen. Die Ursachen der geringen Cäsium-137-Flächenaktivität liegen darin, dass Boden und daran gebundenes Cs-137 an

diesen Profilen abgetragen wurde. Der Oberbodenverlust führt im Laufe der Zeit teilweise auch zu einer Vermischung des Oberbodens mit dem Unterboden, der in der Regel kaum oder kein Cäsium enthält, durch die Verlagerung der Bearbeitungstiefe. Somit ist eine Verdünnung der vorhandenen Cäsiumaktivität gegeben. Der Humus wird ebenfalls abgetragen, was sich in den geringeren Corg-Gehalten widerspiegelt.

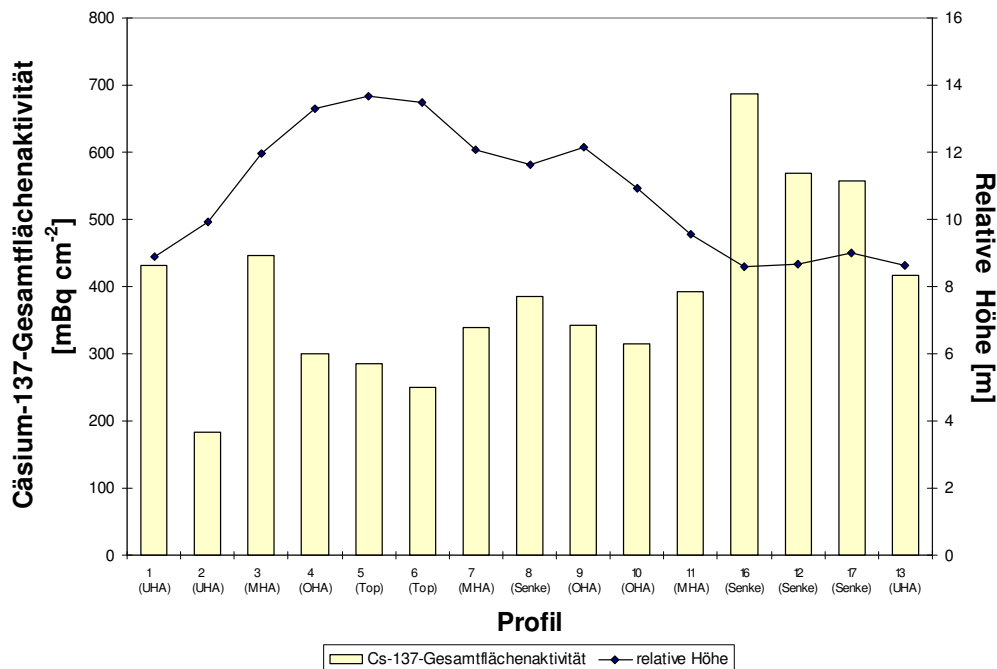


Abb. 29: Cs-137-Gesamtflächenaktivität der einzelnen Profile am Transekt

Die höchste Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität ist in der Senke (konkaven Hangbereich) an den Profilen 12, 16 und 17 gemessen worden (Abb. 29).

In allen drei Senkenprofilen ist eine durchmischte Schicht von 25 – 30 cm nachweisbar. Das entspricht in etwa der gemessenen Tiefe des Bearbeitungshorizontes. Der Mittelwert der spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten in der durchmischten Schicht der Senkenprofile liegt bei 11 Bq/kg TM im Vergleich zu dem Mittelwert von 7 Bq/kg TM der Abtragsprofile. Im Durchschnitt liegen die Werte 32 % höher als bei den Abtragsprofilen. Auch der Corg-Gehalt ist mit 43 % höher. Ursache ist der Auftrag des Bodens mit daran gebundenen Cäsium sowie die Verlagerung und Anreicherung von Humus aus höher gelegenen Hangbereichen.

Cs-137 wird an Auftragsprofilen auch unterhalb des Pflughorizontes gemessen (BERGHE U. GULINCK, 1987). Für die drei genannten Profile liegt die Tiefe der gemessenen spezifischen Cäsium-137-Aktivität bei 45-60 cm.

Unterhalb der durchmischten Pflugschicht werden die Unterschiede der Abtrags- und Auftragsbereiche deutlich. Man findet an den konkaven Hangbereichen in die Tiefe mächtigere Profile. Das Vorkommen von Cs-137 in tieferen Bodenschichten (unterhalb von 30 cm) deutet auf eine längere Periode mit Akkumulationen hin.

Die Zunahme des Gesamtcesiumgehaltes (≈35 %) und das tiefere Eindringen des Cäsiums (durchschnittlich 15 cm) relativ zum Mittelwert der Referenzflächen zeigt, dass auf dem Boden mit höherem Radionuklidgehalt eine schrittweise Akkumulation seit dem Radionuklidfallout stattgefunden hat. Durch Bodenauftrag kommt es zu einer Zunahme unterhalb der gegenwärtigen Pflugtiefe. Das überlagerte Bodenmaterial war vorher in den Pflughorizont integriert. Die ehemaligen Pflughorizonte, die nun durch längere Bodenaufträge überlagert wurden, können in den drei Profilen den Tiefen 30-40 cm (Profil 12), 30-45 cm (Profil 16 und 17) mit einem ausgeprägten Pik am Profil 16 bei 30-35 cm zugeordnet werden.

Standort Holzendorf - Steilcatena der lehmigen Grundmoräne mit vorwiegend anhydromorphen Böden

Charakterisierung der Referenzflächen

Am Standort Holzendorf wurden drei Referenzflächen beprobt. Abb. 30 zeigt die Tiefenverteilung im jeweiligen Referenzprofil.

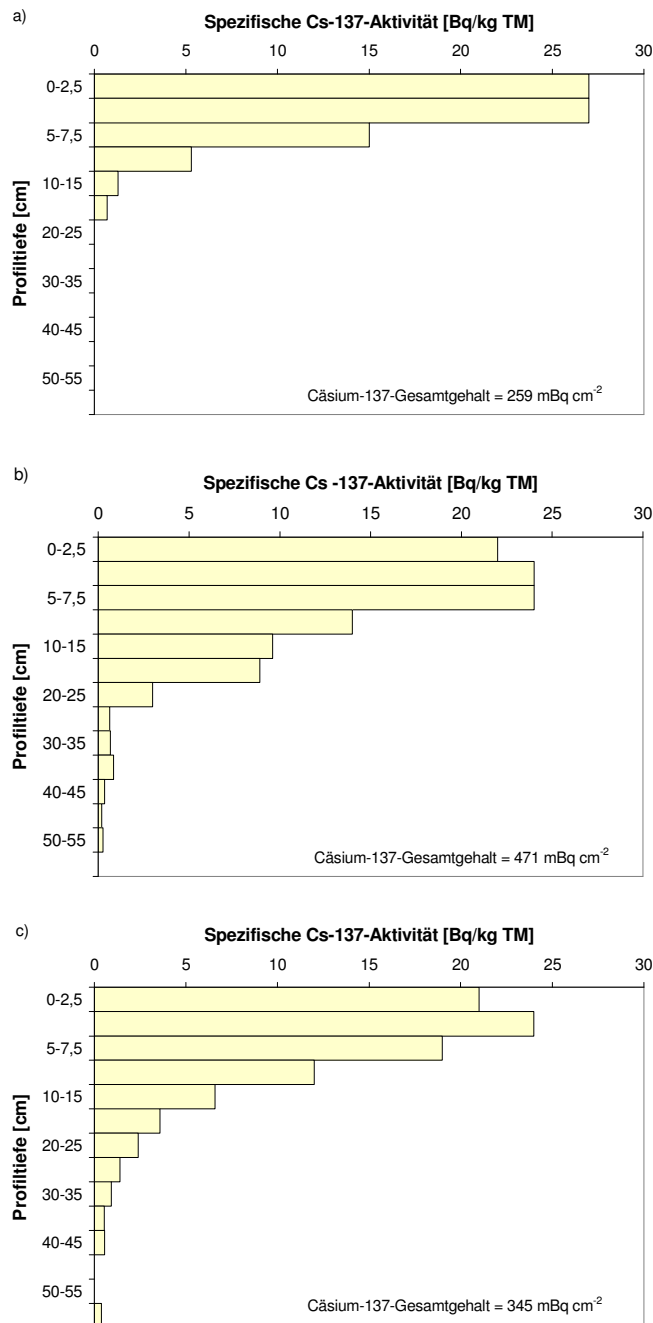


Abb. 30: Tiefenverteilung des Cäsium in den Referenzflächen (RF) am Standort Holzendorf

a) RF 14 b) RF 15 c) RF 16

Die Tiefenverteilung der drei Referenzprofile zeigt die höchsten Cäsiumkonzentrationen direkt unterhalb der Bodenoberfläche. Die Maximalwerte der einzelnen Profile unterscheiden sich signifikant von den Werten der anderen Schichten. Unterhalb der Tiefen mit den

maximalen Werten nehmen die Cäsiumkonzentrationen ab. Unterhalb von 15 cm sind auch auf diesem Standort die Cäsiumkonzentration kleiner als 5 Bq/kg TM.

Die für Referenzflächen typische exponentielle Abnahme der Cäsiumkonzentration in die Tiefe ist an allen drei Referenzprofilen vorhanden.

Die Profile unterscheiden sich auch an diesem Standort durch unterschiedliche Eindringtiefen und Cäsium-137-Gesamtgehalte.

Die Ursachen für die Unterschiede zwischen den Profilen sind in der Trockenrohdichte, der Bodenart (Textur) und im Corg-Gehalt zu suchen.

Am Referenzprofil 14, mit dem niedrigsten Cäsium-137-Gehalt und der geringsten Eindringtiefe des Cäsiums, findet man die niedrigsten Corg-Gehalte. Der Sandanteil ist mit 72 % bei diesem Referenzstandort am höchsten.

Der Mittelwert der Referenzflächen beträgt 340 mBq cm^{-2} bei einem Variationskoeffizienten von 34 %. Der durchschnittliche Wert für die ehemalige DDR bezogen auf 2004 (unter Beachtung des natürlichen Zerfalls) liegt bei 382 mBq cm^{-2} . Somit kann davon ausgegangen werden, dass die gemessenen Referenzflächen repräsentativ sind.

Charakterisierung der Verlagerungsmuster am Hang

Die Tiefenverteilung der spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten in den einzelnen Profilen auf der geneigten Ackerfläche sind in Abb. 31 dargestellt. Der Verlauf der Tiefenverteilung der einzelnen Profile ist ähnlich. Die höchsten spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten sind in der jeweiligen Pflugtiefe der Profile zu finden. Die Pflugtiefe beträgt im Mittel 33 cm bei einem Minimum von 25 cm (Profile 1, 2 und 12) und einem maximalen Wert von 40 cm (Profile 7-9).

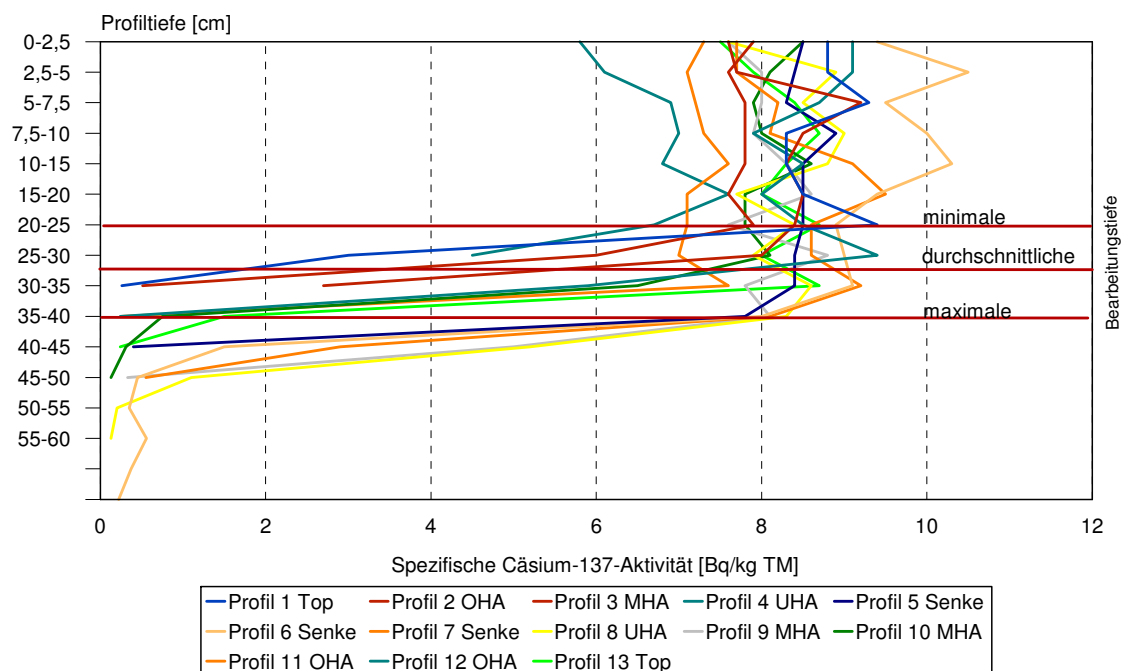


Abb. 31: Tiefenverteilung der spezifischen Cäsium-137-Aktivität der Profile auf der Ackerfläche – Standort Holzendorf

Innerhalb dieser Schicht mit dem Maximalumfang der spezifischen Cäsium-137-Aktivität ist eine relative Einheitlichkeit der Werte zu erkennen, die jedoch nicht so deutlich ausgeprägt ist wie auf dem sandigeren Standort Basedow. Hier wird ebenfalls der Mischungs- und Homogenisierungseffekt infolge der Bodenbearbeitung widerspiegelt.

Unterhalb der Bearbeitungsschicht nimmt die spezifische Cäsium-137-Aktivität schnell ab und ist bis in Tiefen von 30 cm (Profil 12) bis maximal 70 cm (Profil 6) gemessen worden.

Zwischen den Profilen gibt es Unterschiede in der Höhe der spezifischen Cäsium-137-Aktivität für die Pflugtiefe mit einer relativen Standardabweichung von 9 % ($\alpha=95\%$) (gewichtetes Mittel der jeweiligen Pflugtiefe) und bezogen auf die Gesamttiefe der Profile mit einer relativen Standardabweichung von 10 % ($\alpha=95\%$).

Aufgrund der Tiefenverteilung kann das Profil 12 als Abtragsprofil angesprochen werden. Hier ist der Wert der durchmischten Schicht mit durchschnittlich 7 Bq/kg TM am niedrigsten. Bis 25 cm Bodentiefe ist der Durchmischungshorizont nachweisbar, welcher der derzeitigen Bearbeitungstiefe entspricht. Insgesamt wird Cäsium-137 bis zu einer Tiefe von 30 cm gefunden.

Profil 6 zeigt die typische Tiefenverteilung eines Auftragsprofils. Unterhalb des relativ einheitlichen Bearbeitungshorizontes (Mittelwert der Cäsiumaktivität 9,50 Bq/kg TM) ist in einer Tiefe von 30-40 cm eine ehemalige Pflugschicht zu finden. Erst unter dieser Schicht mit einer Cäsiumaktivität von durchschnittlich 8,55 Bq/kg TM nimmt die Cäsiumaktivität deutlich ab (Mittelwert in 40-70 cm 0,58 Bq/kg TM).

Insgesamt ist jedoch keine eindeutige Zuordnung der Profile zu Abtrags- bzw. Auftragsbereichen über die Angaben der Cäsiummessung auf diesem Standort möglich.

Bis zu 40 cm tiefe, durchmischte Schichten kommen am Unterhang- und Mittelhangbereich vor, während in der Senke (Profil 6) eine relativ einheitliche Cäsiumaktivität nur bis 35 cm gefunden wurde. Auch der Mittelwert innerhalb dieser einheitlichen spezifischen Cäsium-137-Aktivität unterscheidet sich zwischen den Profilen nicht deutlich. Der höchste Wert ist zwar dem Profil 6 zuzuordnen, jedoch kommen auch in Top-Positionen hohe Werte vor.

Die Tiefe des gemessenen Cäsiums ist in der Senke am höchsten, eine Ausnahme bildet jedoch Profil 13, das im Top-Bereich des untersuchten Transekts mit 45 cm einen verhältnismäßig hohen Wert aufweist.

Standort Augustenfelde - Flachcatena der mäßig bis schwach übersandeten Grundmoränen mit vorwiegend anhydromorphen Böden

Charakterisierung der Referenzflächen

Für diesen Standort wurden drei Referenzflächen in unmittelbarer Nähe der Ackerfläche beprobt. Die Tiefenverteilung zeigt Abb. 32.

Die maximalen Cäsiumkonzentrationen liegen in den Profiltiefen 5-7,5 cm (AR1), 7,5-10 cm (AR3) bzw. 10-15 cm (AR2). Unterhalb dieser Maximalwerte nimmt die Cäsiumkonzentration mit der Tiefe ab, erreicht allerdings erst bei Tiefen zwischen 20 und 30 cm Werte unter 5 Bq/kg TM.

Die für Referenzflächen typische exponentielle Abnahme der Cäsiumkonzentration in der Tiefe 5-30 cm ist nur für das Profil AR1 deutlich ausgeprägt vorhanden. Besonders beim Referenzprofil AR2 ist die exponentielle Abnahme nur gering gesichert. Hier sind bis 30 cm Bodentiefe keine deutlichen Abnahmen der Cs-Konzentration zu verzeichnen. Es ist ein relativ weit in die Tiefe gestrecktes Profil vorhanden, wobei bis 10 cm Bodentiefe die Cäsium-137-Aktivität steigt und danach abfällt. Betrachtet man die Abnahme in der Gesamttiefe des Profils, nähert sich die Kurve einer exponentiellen Abnahme weiter an.

Die Profile unterscheiden sich auch an diesem Standort durch unterschiedliche Eindringtiefen.

Um die Referenzflächen miteinander vergleichen zu können, wird der Cäsium-137-Gehalt herangezogen. Da die Referenzfläche AR2 mit durchschnittlich 1,51 g cm⁻³ die höchste Trockenrohichte von allen Referenzflächen aufweist, ist hier der Cäsiumgesamtgehalt mit

655 mBq cm⁻² am größten. Der Mittelwert der drei Referenzflächen beträgt 542 mBq cm⁻² (Variationskoeffizient 19 %).

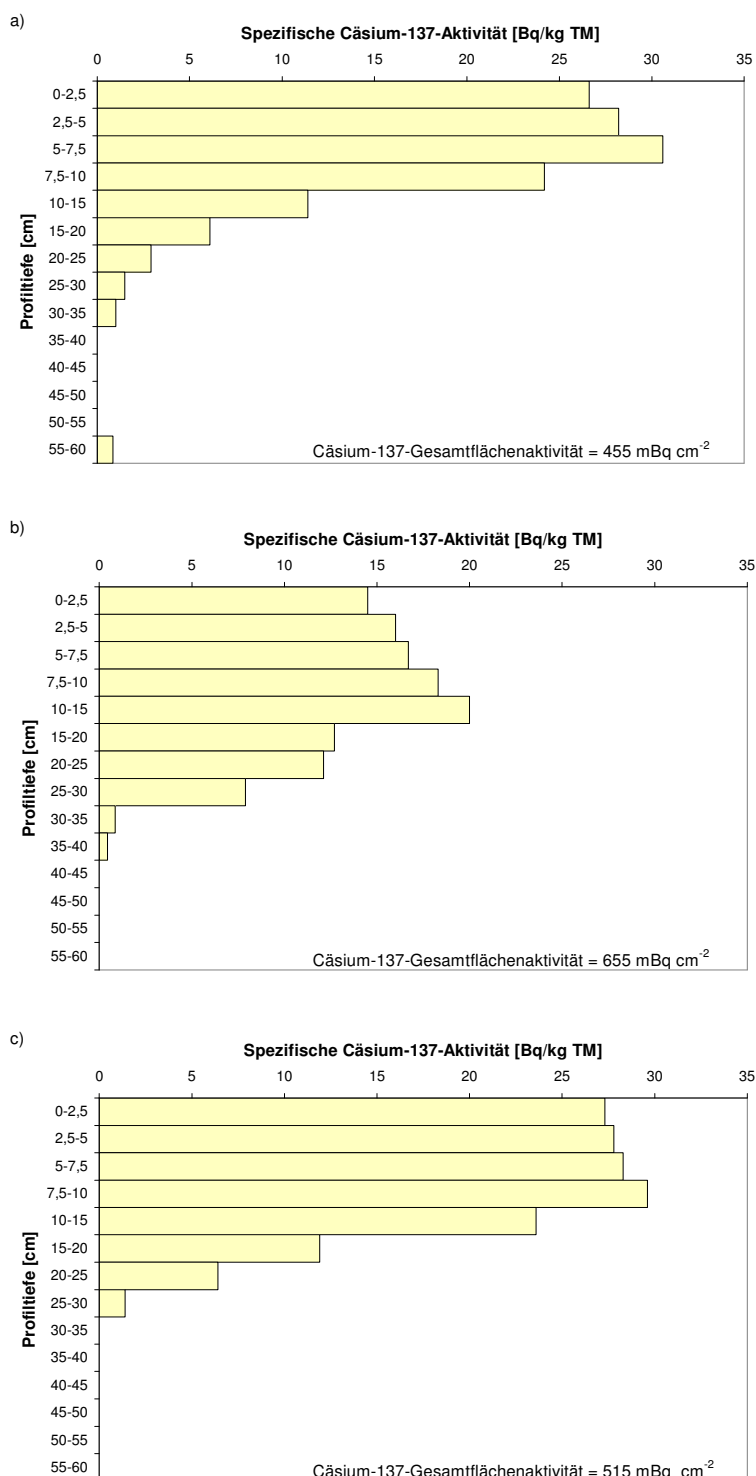


Abb. 32: Tiefenverteilung des Cäsium-137 in den Referenzflächen (RF) am Standort Augustenfelde
a) AR1 b) AR2 c) AR3

Der Referenzwert für diesen Standort liegt über dem oben genannten Mittelwert von 382 mBq cm⁻², der für die neuen Bundesländer bezogen auf 2004 bekannt ist. Ursache dieses hohen Mittelwertes könnte ein erhöhter Fallout infolge des besonders hohen Niederschlages am 15.05.1986 sein, welcher an der Station Grünow in der Umgebung von Augustenfelde gemessen wurde. Die Station in Prenzlau, die repräsentativ für die anderen

beiden Standorte ist, weist für diesen Tag geringere Niederschläge auf. HE UND WALLING (1997) weisen darauf hin, dass Unterschiede zwischen dem Cäsiumgesamtgehalt auf Unterschiede in der Niederschlagshöhe schließen lässt.

Weiterhin hat der Oberboden des Untersuchungsstandortes Augustenfelde mit durchschnittlich 15 % Tonanteil ein hohes Bindungsvermögen für Cäsium-137, so dass insgesamt zum Zeitpunkt des Fallouts hohe Mengen an Cäsium im Boden gebunden wurden. Damit ist erklärt, dass die Werte der Referenzflächen realistisch sind und es sich nicht um Mess- oder Probenahmefehler handelt.

Charakterisierung der Verlagerungsmuster am Hang

In Abb. 33 ist die Tiefenverteilung der einzelnen Profile auf dem Beispielhang dargestellt. Die Daten des Profils 9 sind nicht verwertbar und gehen somit nicht in die weiteren Betrachtungen ein.

Mit Ausnahme des Profils 10 am Hangfuß sind die Werte der spezifischen Cs-137-Aktivitäten vergleichbar mit den Standorten Basedow und Holzendorf.

Für die Profile ist der Verlauf der Tiefenverteilung ähnlich. Die Pflugtiefe an diesem Standort beträgt im Mittel 31 cm bei einem Minimum von 25 cm und einem maximalen Wert von 35 cm. In diesem Bereich der jeweiligen Pflugtiefe sind an allen Profilen die höchsten spezifischen Cs-137-Aktivitäten vorhanden. Entsprechend der vermischenden Bodenbearbeitung ist innerhalb der Bearbeitungsschicht auch hier eine relative Gleichmäßigkeit gegeben.

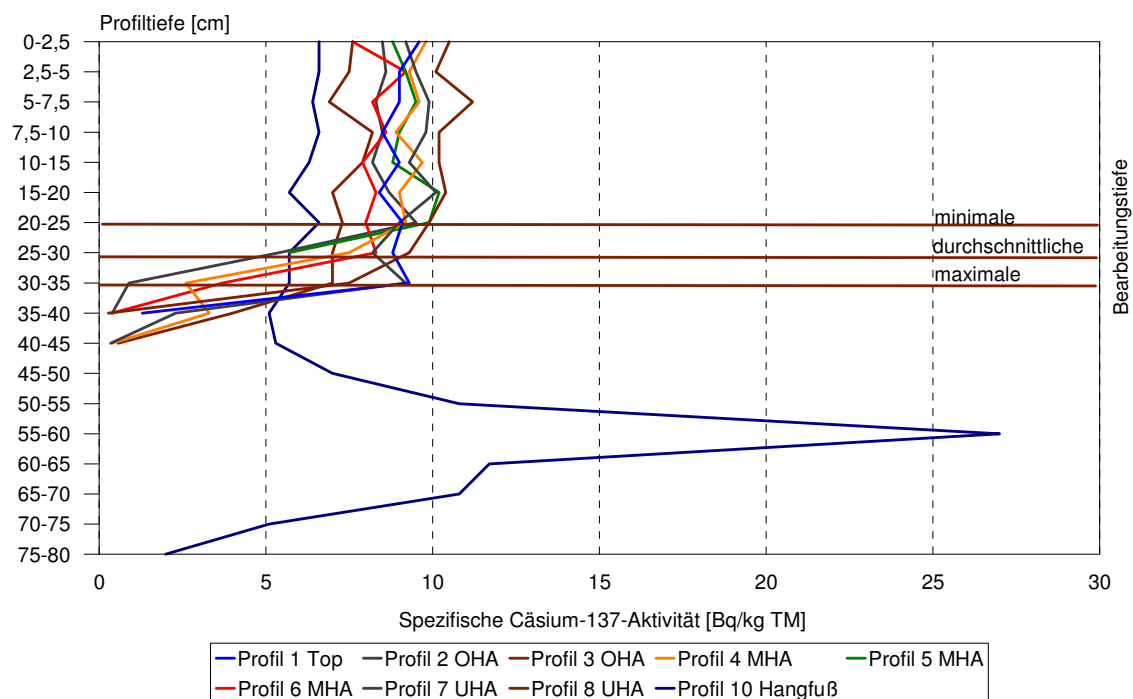


Abb. 33: Tiefenverteilung der spezifischen Cäsium-137-Aktivität der Profile auf der Ackerfläche – Standort Augustenfelde

Unterhalb der Bearbeitungstiefe sinkt die spezifische Cs-137-Aktivität mit Ausnahme des Punktes 10 schnell ab. In den meisten Fällen wurde Cäsium bis zu einer Tiefe von 40 cm bzw. 45 cm gefunden.

Das Profil 10 am Hangfuß weist in der Tiefenverteilung starke Besonderheiten auf (Abb. 34). Es ist eine Zunahme der spezifischen Cäsium-137-Aktivität zwischen 45 und 70 cm mit einem Maximum in 55-60 cm Bodentiefe gemessen worden. Diese Cäsium-137-Werte geben einen Hinweis darauf, dass hier umfangreiche Akkumulationsprozesse stattgefunden haben

müssen. Die Mächtigkeit des aufgetragenen Mineralbodenhorizontes wurde bereits bei der Profilsprache festgestellt.

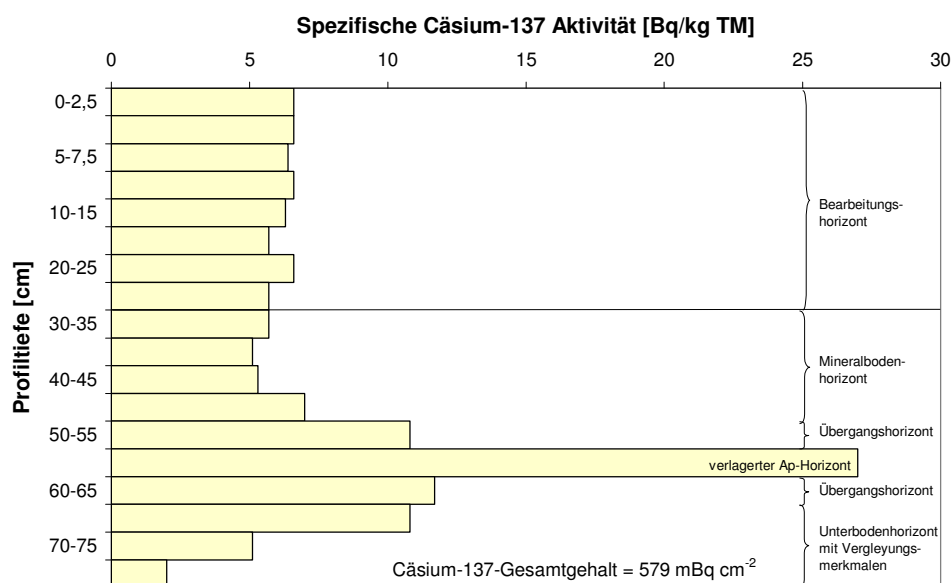


Abb. 34: Tiefenverteilung der spezifischen Cäsium-137-Aktivität am Profil 10 und Zuordnung der Profilsprache im Feld

Aufgrund der großen Tiefe, bis zu welcher Cäsium gefunden wurde, und der bereits dargestellten Beschreibung des Profils 10 kann dieses als Auftragsprofil angesprochen werden.

Aus Abb. 33 werden die Unterschiede in den Profilen zwischen der spezifischen Cäsium-137-Aktivität in der Pflugschicht und bezogen auf die jeweilige Gesamttiefe ersichtlich (Variationskoeffizient von 13 % bei $\alpha=95$ %).

Auffallend ist die relativ niedrigen spezifische Cäsium-137-Aktivität im Bearbeitungshorizont des Profils 10. Dieser beträgt im Mittel 6,3 Bq/kg TM (Mittelwert aller Profile 8,6 Bq/kg TM).

Der relativ niedrige Wert lässt auf einen Austrag des Cäsium-137 im Oberboden schließen. Da es sich um einen langen gestreckten Hang handelt, kann der Austrag eine Folge starker Wassererosionsereignisse sein, in deren Folge der Boden mit hoher Wahrscheinlichkeit in den angrenzenden Dreescher Seegraben eingetragen wurde.

Insgesamt sind an diesem Hangtransekt mehrere Abtragsbereiche zu finden. Das Profil 5 zeigt die typische Tiefenverteilung eines Abtragsprofils. Hier ist bis 25 cm, der derzeitigen Bearbeitungstiefe, eine relativ gleichmäßige spezifische Cs-137-Aktivität bestimmt worden. Unterhalb von 25 cm nimmt die spezifische Cs-137-Aktivität ab und insgesamt ist Cäsium bis zu einer Tiefe von 30 cm nachgewiesen worden.

Die Abb. 35 gibt Aufschluss über die Verlagerung des Cäsiums am Hang. Zunächst findet eine Verlagerung des Cs-137 vom höchsten untersuchten Profil 1 hangabwärts statt. Am Profil 3 kommt es zu einer Zwischenakkumulation. Vom Profil 4 zum Profil 6 sinkt der Cs-137-Gehalt wieder, es wird Boden abgetragen. Ab dem Profil 7 steigt der Cs-137-Gehalt bezogen auf die Gesamtprofiltiefe abermals an. Hier findet demzufolge Akkumulation des Bodens statt.

Auch an diesem Standort besteht keine direkte Beziehung zwischen der Höhe der Cäsium-137-Flächenaktivität und den Bodenparametern.

Berechnungen zur Beziehung zwischen der Cs-137-Flächenaktivität und dem Ton- und Schluffgehalt im Boden sowie zum Corg-Gehalt brachten keine Signifikanz. Damit sind auch hier die gemessenen Cs-Flächenaktivitäten auf Umlagerungsprozesse zurückzuführen. Hier überwiegt die Wassererosion.

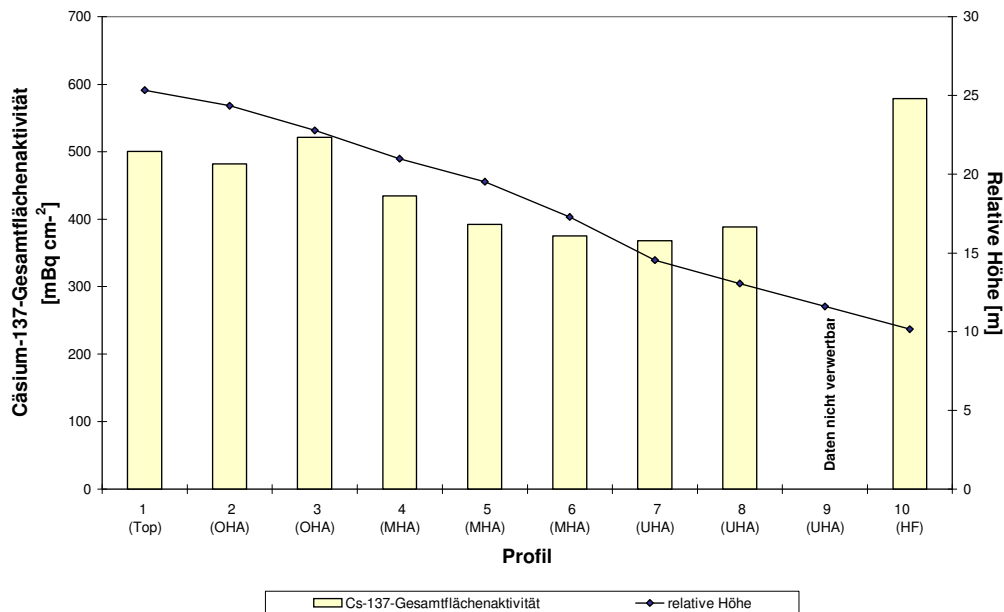


Abb. 35: Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität der Profile – Standort Augustenfelde

Standort Müncheberg - Flachcatena der stark übersandeten Grundmoränen mit anhydromorphen Böden

Charakterisierung der Referenzflächen

Die Tiefenverteilung der Referenzfläche ist in Abb. 36 dargestellt.

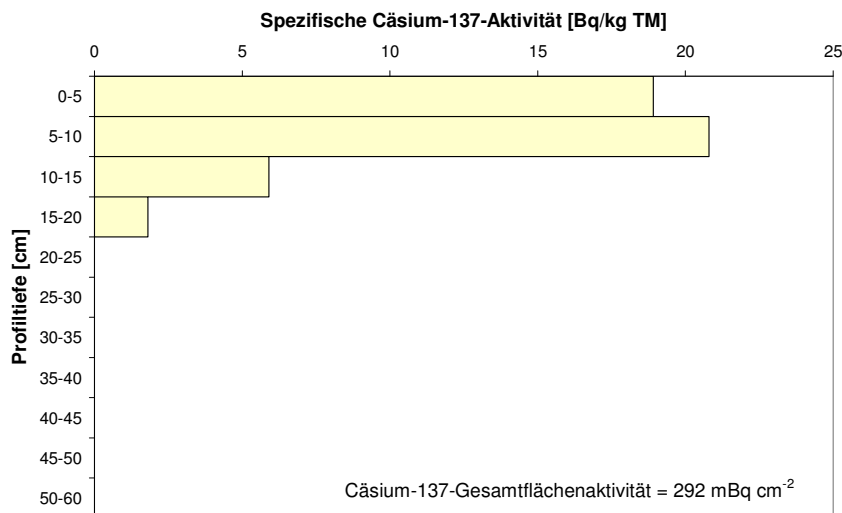


Abb. 36: Tiefenverteilung des Cäsium in den Referenzflächen (RF) am Standort Müncheberg

Wie auf den anderen Standorten ist auch hier die höchste spezifische Cs-137-Aktivität nahe der Bodenoberfläche gemessen worden und mit zunehmender Bodentiefe nimmt die Aktivität ab. Cs-137 konnte nur bis 20 cm Bodentiefe nachgewiesen werden. Für diese Referenzfläche liegen keine signifikant höheren Werte vor. Die exponentielle Abnahme mit der Tiefe ist jedoch auch hier gegeben.

Charakterisierung der Verlagerungsmuster am Hang

Für die 14 Profile am Hang liegen nur für das Profil 4 (Oberhang) und 14 (Hangfuß) Tiefenprofile vor (Abb. 37 u. 38). Für die übrigen Profile wurden Mischproben unterschiedlicher Tiefen untersucht.

Profile 1 bis 3, 8, 10, 11	0-40 cm
Profile 5 bis 7	0-30 cm
Profil 9	26-40 cm
Profile 12, 13	0-60 cm

Die Daten dieser Profile (mit Ausnahme des Profils 9) sind in der Tab. 35 zusammengefasst.

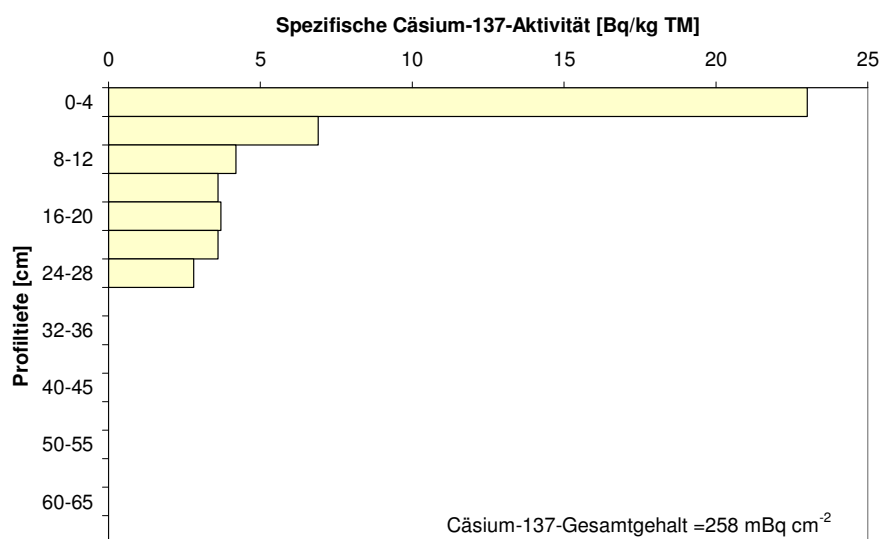


Abb. 37: Tiefenverteilung der spezifischen Cäsium-137-Aktivität am Profil 4 (Oberhang)

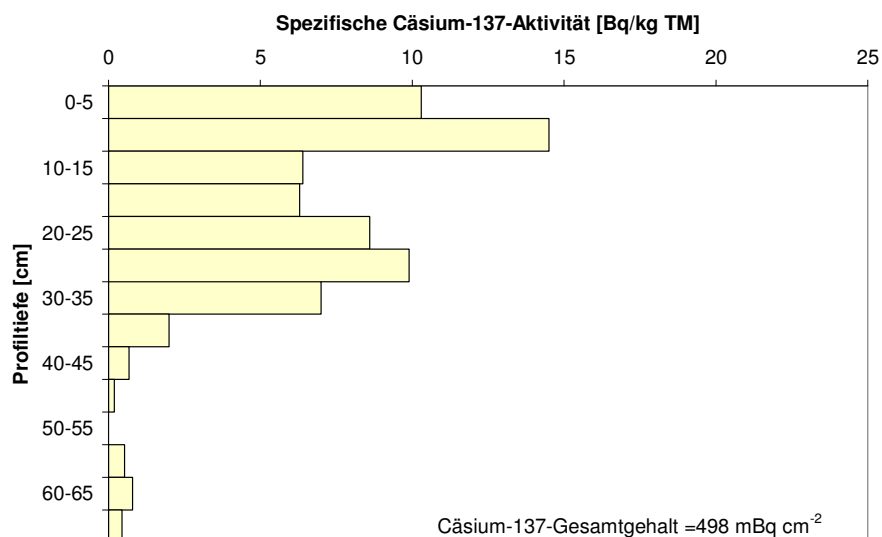


Abb. 38: Tiefenverteilung der spezifischen Cäsium-137-Aktivität am Profil 14 (Hangfuß)

Tab. 35: Gemessene spezifische Cäsium-137-Aktivitäten ausgewählter Profile am Hang und berechnete Cäsium-137-Gehalte am Standort Müncheberg

Profil	Hang-position	Spezifische Cäsium-137-Aktivität	Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität
		[Bq/kg TM]	[mBq cm ⁻²]
1	OHA	2,9	211
2	OHA	4,7	274
3	OHA	2,2	143
5	OHA	5,0	191
6	OHA	4,6	204
7	UHA	2,4	116
8	UHA	6,7	316
10	UHA	1,7	76
11	UHA	3,0	138
12	HF	2,8	255
13	HF	3,1	309

Bei der Interpretation der Tiefenverteilungen der Profile 4 und 14 ist zu beachten, dass die untersuchte Fläche von 1954-1982 als Ackerland genutzt und dann in Grasland umgewandelt wurde.

Somit sind die hohen spezifischen Cs-137-Werte nahe der Oberfläche auf den Fallout 1986 zurückzuführen.

Profil 4 weist Cs-137 nur bis zu einer Tiefe von 28 cm auf. Der Cs-137-Gesamtgehalt liegt mit 258 mBq cm⁻² unter dem Wert des Profils 14 mit 498 mBq cm⁻².

Das Profil 4 kann somit als Abtragsprofil angesprochen werden, während das Profil 14 mit Cs-137-Werten bis in eine Tiefe von 70 cm ein Auftragsprofil ist.

Abb. 39 zeigt die Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität der einzelnen Profile am Hang. Am Hangfuß kommt es zu einer zunehmenden Akkumulation, während es am Hang selbst zu wechselnden Zu- und Abnahmen der Cäsium-Gehalte kommt.

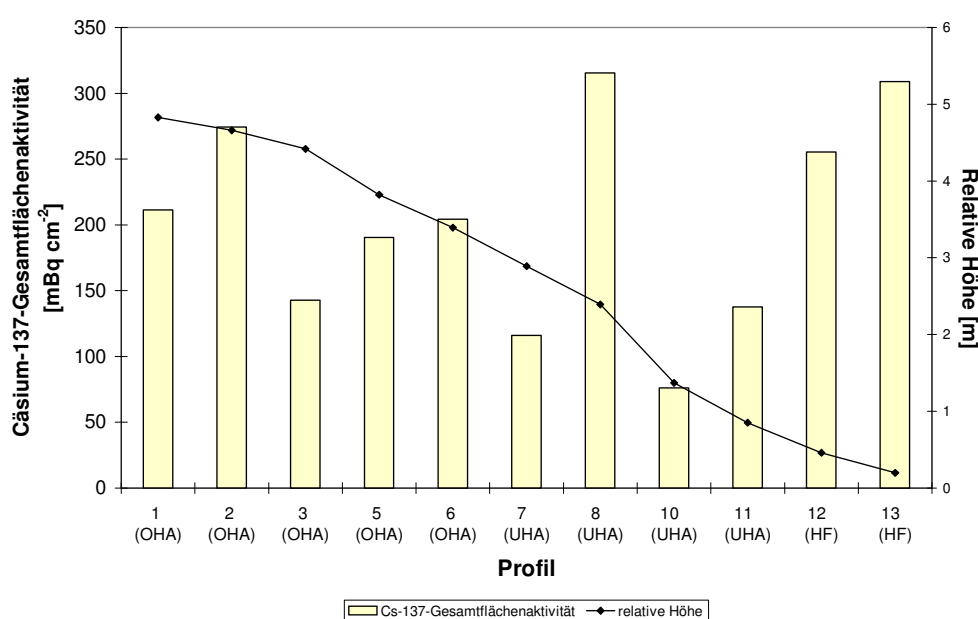


Abb. 39: Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität der Profile – Standort Müncheberg

5.3.3 Vergleich der spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten der Referenzflächen und der Ackerflächen

Zwischen der spezifischen Cs-137-Aktivität bei bearbeiteten und unbearbeiteten Böden bestehen Unterschiede im Oberboden, da in bearbeiteten Böden Cs-137 innerhalb der Pflug- bzw. Bearbeitungsschicht gemischt ist. Die Konzentrationen in bearbeiteten Böden sind signifikant niedriger als die der Referenzflächen (HE U. WALLING, 1997).

Am Standort Basedow liegt der gewichtete Mittelwert der spezifischen Cs-137-Aktivität im Oberboden für die Referenzflächen bei 15,1 Bq/kg TM bei einem Konfidenzintervall von $\pm 2,9$ ($\alpha=95\%$). Alle Werte auf der Ackerfläche (4,3-11,1 Bq/kg TM) liegen signifikant unter dem Mittelwert der Referenzflächen.

Der gewichtete Mittelwert der Referenzflächen am Standort Holzendorf liegt bei 10,4 Bq/kg TM (Konfidenzintervall $\pm 1,8$, $\alpha=95\%$). Bis auf die Profile im Senkenbereich (Profile 4, 6 und 7) unterscheiden sich die mittleren gewichteten Cs-137-Aktivitäten der Ackerfläche (6,4-8,5 Bq/kg TM) signifikant vom Mittelwert der Referenzflächen.

Am Standort Augustenfelde ist für alle Profile der Ackerfläche (6,2-10,1 Bq/kg TM) bei einem gewichteten Mittelwert der Referenzflächen von 14,6 Bq/kg TM (Konfidenzintervall von $\pm 2,2$ ($\alpha=95\%$)) ein signifikanter Unterschied vorhanden.

Somit ist die Anwendbarkeit der ermittelten Werte für weitere Berechnungen möglich.

5.3.4 Plausibilitätsprüfung der Cäsium-137-Bestimmung

Zur Validierung der gemessenen Cäsium-Werte wurden entsprechend Kapitel 2.3.3 die natürlichen Radionuklide K-40 sowie Ra-226 und Ra-228 herangezogen.

Am Standort Basedow werden die höchsten spezifischen Aktivitäten für die Radionuklide K-40 und Ra-228 bis zu einer Profiltiefe von 20 cm an den höchsten Punkten der Hangcatena (Profil 5 und 6) erhalten.

Die niedrigsten spezifischen Aktivitäten weisen für beide Radionuklide die Profile auf einer Zwischenverebnung der Hangcatena (8 und 9) sowie am Hangfuß (1) auf.

Bei der Auswertung der Radionuklide der Uran/Radium-Zerfallsreihe können vergleichbare Ergebnisse festgestellt werden. Die höchsten spezifischen Aktivitäten für Ra-226 werden gleichfalls in den ersten 20 cm in den Profilen 5 und 6 und die niedrigsten spezifischen Aktivitäten in den Profilen 8 und 9 erhalten.

Es ist eine deutliche Korrelation zwischen den spezifischen Aktivitäten von K-40 mit Ra-228 bzw. Ra-226 festzustellen.

Die Ergebnisse der Untersuchungen von LEHMANN ET AL. (1986) (Kap. 2.3.3) für die weichselzeitlichen und weichsel-saalezeitlichen Substrate nordischer Herkunft und aus holozänen Küstenschwemmsanden unterscheiden sich quantitativ und qualitativ nicht von den vorgefundenen Verhältnissen der spezifischen Aktivität zwischen den hier diskutierten Radionukliden auf der Hangcatena Basedow (vgl. Abb. 40 und 41).

Die höchste Aktivität von K-40 am höchsten Punkt der Hangcatena zeigt gleichfalls den Einfluss der Bodenerosion.

Verantwortlich ist letztlich der Humusanteil im Ackerboden. Erstens weist der Boden an den höchsten Punkten einer Hangcatena im Jahresmittel die geringste Bodenfeuchtigkeit auf. Dies hat zur Folge, dass es an dieser Stelle zu einem eingeschränkteren Bewuchs (geringe Ausbildung einer Humusauflage) kommt, als in den Senken bzw. auf einem Plateau innerhalb einer Hangcatena. Zweitens wird dieser von vornherein niedrigere Humusanteil vom höchsten Punkt der Hangcatena zu niedriger gelegenen Abschnitten transportiert. Dies hat eine Anreicherung des Anteils an Humus in den niedriger gelegenen Abschnitten einer Hangcatena zur Folge. Damit verbunden sind Unterschiede im Kaliumgehalt und in der Dichte des Bodens. Humusböden sind nach KOPP ET AL. (1984) stets wesentlich kaliumärmer als der darunter liegende Mineralboden.

Für den Standort *Holzendorf* liegen die Radionuklide der Uran/Radium-Zerfallsreihe U-238, Ra-226 und Pb-210 im Rahmen der Gesamtmessunsicherheit im radioaktiven Gleichgewicht vor (SCHKADE ET AL., 2005).

Die spezifische Aktivität von Ra-228 aus der Thorium-Zerfallsreihe entspricht in etwa der spezifischen Aktivität von Ra-226 im jeweiligen Profil.

Die höchsten spezifischen Aktivitäten für die Radionuklide K-40, Ra-226 und Ra-228 werden im Profil 3 erhalten. Die niedrigsten spezifischen Aktivitäten weisen für K-40 und Ra-228 das Profil 11 und für Ra-226 das Profil 5 auf. Wie bereits für den Standort Basedow diskutiert, ist auch auf der Hangcatena Holzendorf eine gesicherte Korrelation zwischen den spezifischen Aktivitäten von K-40 mit Ra-228 bzw. Ra-226 festzustellen.

Am Standort Holzendorf sind die Verläufe der Regressionsgleichungen für K-40 und Ra-228 nahezu identisch mit denen aus der Literatur entnommenen Werten für das weichselzeitliche und weichsel-saalezeitliche Substrat nordischer Herkunft (Abb. 40).

Anders sieht die Beziehung zwischen dem K-40 und Ra-226 aus. Hier liegen die spezifischen Aktivitäten des Ra-226 zunächst ähnlich der Aktivitäten des weichselzeitliche und weichsel-saalezeitliche Substrat nordischer Herkunft (Abb. 41). Ab einer K-40 Aktivität von ca. 475 Bq/kg TM liegen die spezifischen Ra-226-Aktivitäten unterhalb derer des weichselzeitlichen und weichsel-saalezeitlichen Substrats nordischer Herkunft.

Am Standort *Augustenfelde* besteht ebenfalls eine Beziehung zwischen den spezifischen Aktivitäten von K-40 und Ra-228 sowie Ra-226. Diese Beziehung ist jedoch nicht so eng wie auf den anderen beiden Standorten. Die Werte streuen stark. Hier liegen die Bestimmtheitsmaße nur bei 0,58 (K-40 und Ra-228) und 0,34 (K-40 und Ra-226).

Vergleicht man die Ergebnisse mit den Beziehungen aus der Literatur (LEHMANN ET AL., 1986), so wird sichtbar, dass das Ra-228 auf den Böden Augustenfeldes oberhalb der Aktivitäten des nordischen Substrates liegt (Abb. 40). Das gleiche gilt für Ra-226 (Abb. 41).

Im Gegensatz zu Basedow und Holzendorf sind die Werte zwischen U-238 und Ra-226 im Mittel zugunsten des Ra-226 verschoben. Hier wurde mehr Ra-226 als U-238 gemessen. Geht man von einer höheren Löslichkeit vom U-238 bezogen auf Ra-226 aus, wäre das ein Indiz für Wassererosion. Die gemessenen Werte der natürlichen Radionuklide sind in einem kleineren Wertebereich zu finden als auf den anderen beiden Standorten. Durch den sich abzeichnenden kleineren Wertebereich, kann die Lage einer mittleren Kurve bezüglich des Anstieges von der Realität abweichen. So sind die Abweichungen beim Vergleich mit den Werten aus der Literatur erklärbar.

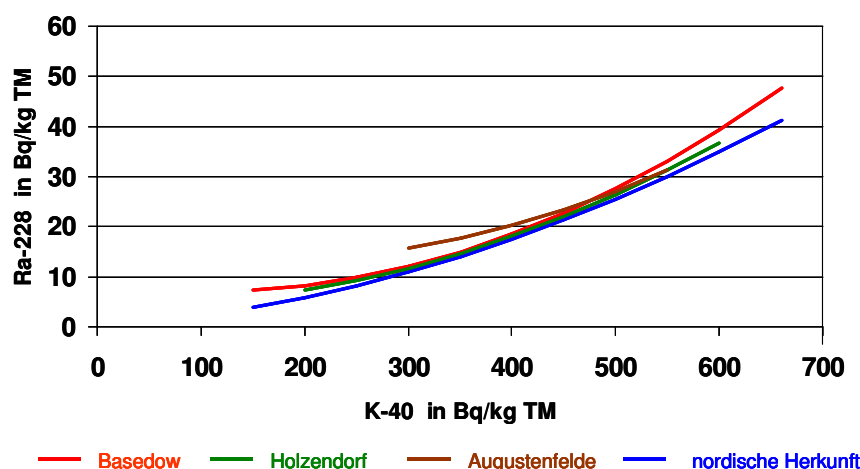


Abb. 40: Gegenüberstellung der Beziehung zwischen K-40 und Ra-228 in Bodenproben der untersuchten Hangcatenen und Proben aus weichsel-zeitlichen und weichsel-saalezeitlichen Substraten nordischer Herkunft (LEHMANN ET AL., 1986)

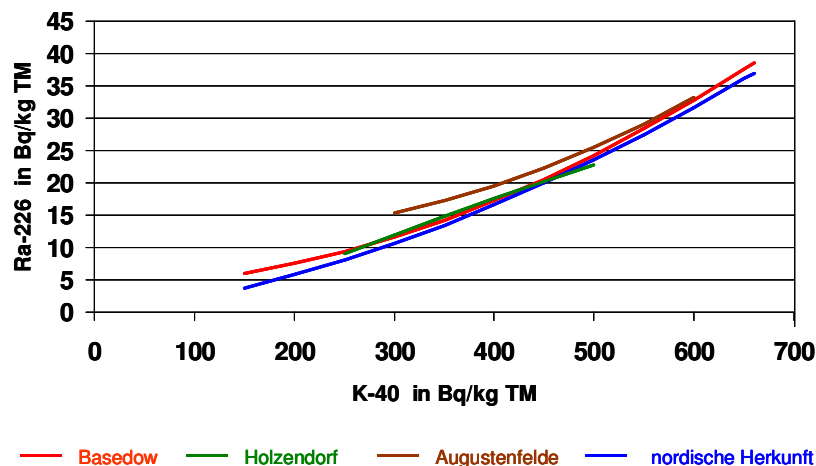


Abb. 41: Gegenüberstellung der Beziehung zwischen K-40 und Ra-226 in Bodenproben der untersuchten Hangcatenen und Proben aus weichsel-zeitlichen und weichsel-saalezeitlichen Substraten nordischer Herkunft (LEHMANN ET AL., 1986)

Die an allen drei Standorten durchgeführten Plausibilitätsbetrachtungen haben jedoch gezeigt, dass die Werte aus der Literatur bestätigt wurden und den Messwerten somit vertraut werden kann.

5.3.4 Räumliche Verteilung der Gesamtbodenverlagerung und Bestimmung der Abtrags- und Auftragsbereiche

Für diese Betrachtungen wird die Cäsium-137-Flächenaktivität für jedes Profil in mBq cm^{-2} bzw. Bq m^{-2} berechnet (s. Kapitel 5.3.2 Gleichung 12).

In Abb. 42 sind die Werte für die einzelnen Profile für den Standort *Basedow* dargestellt. Sie werden mit dem Mittelwert der Referenzflächen verglichen.

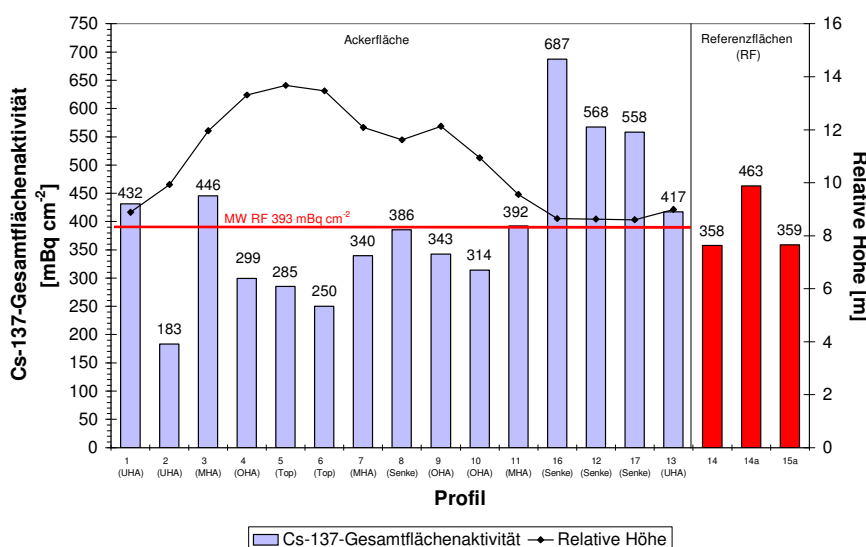


Abb. 42: Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität der Profile auf dem Acker und den Referenzflächen am Standort Basedow

Bei sechs Profilen auf der Ackerfläche sind die Cäsiumgehalte höher als die des Mittelwertes der Referenzflächen, die restlichen Profile liegen unterhalb.

Die Abweichungen lassen auf Abtrag (Cs-Gehalte unterhalb der Referenzflächen) bzw. Auftrag (Cs-Gehalte oberhalb der Referenzwerte) an diesen Punkten schließen.

Im nächsten Schritt wird das Cs-137-Rückstandsmuster bestimmt, um Differenzen zum Referenzwert zu quantifizieren (Kap. 5.3.2 Gleichung 13).

Die Summe der positiven und negativen Rückstände ist an dem untersuchten Hangausschnitt nahezu ausgeglichen.

Nach WALLING UND QUINE (1990) sind die Bodenverluste bei negativen Rückständen größer - 100 mBq cm^{-2} sehr hoch. Das betrifft am Transekt Basedow die Punkte 2, 5 und 6. Rückstände von -50 bis $+50 \text{ mBq cm}^{-2}$ schließen auf geringe Bodenbewegungen. Die Punkte 1, 3, 8 und 13 liegen in diesem Bereich.

Nur die signifikant positiv oder negativ abweichenden Rückstände sind als tatsächliche Auf- und Abtragsbereiche zu identifizieren.

Alle Profile mit einem Cäsium-137-Gehalt $< 324 \text{ mBq cm}^{-2}$ ($-17,4 \%$ Cs-137-Rückstand) sind Abtragspunkte, während Profile mit einem Cäsium-137-Gehalt $> 462 \text{ mBq cm}^{-2}$ ($+17,4 \%$ Cs-137-Rückstand) Auftragspunkte darstellen (Konfidenzintervall des Mittelwertes der Referenzflächen $\pm 69 \text{ mBq cm}^{-2}$ ($\alpha=95 \%$)). Abb. 43 zeigt die Ab- und Auftragsbereiche entlang des Transekts.

Raten des Cs-137-Verlustes in diesem Bereich, also folglich des Bodenverlustes vom Hang, wurden für die Profile 2, 4, 5, 6 und 10 ermittelt.

Einschränkend muss darauf hingewiesen werden, dass durch die relativ geringe Anzahl an Stichproben (Referenzflächen) keine Normalverteilung der Zufallsgrößen vorliegt.

Bei Berücksichtigung dessen ändert sich das Konfidenzintervall und liegt bei $\pm 150 \text{ mBq cm}^{-2}$ ($\alpha=95 \%$), das entspricht $\pm 38 \%$ Cs-137-Rückstand. Somit könnte nur das Profil 2 eindeutig als Abtragspunkt interpretiert werden.

Die positiven Rückstände kommen, wie erwartet, an den tiefsten Punkten des Hangtransektes (Profile 12, 16 und 17) vor.

Geringfügige Cs-Verluste, wie sie an den Profilen 7 bis 9 und 11 vorkommen, sowie geringfügige Cs-Zunahmen, wie an den Profilen 1, 3 und 13, bedeuten zum einen Abtrag und zugleich eine lokale Zwischenablagerung von erodiertem Material aus höher gelegenen Hangabschnitten.

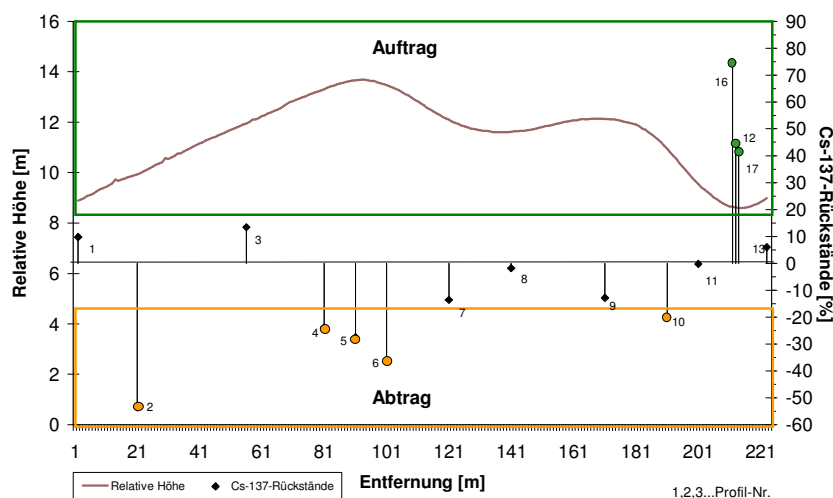


Abb. 43: Ab- und Auftragsbereiche entlang des Transektes Basedow

Die Cäsium-137-Gesamtflächenaktivitäten für die einzelnen Profile des Standortes Holzendorf sind in Abb. 44 dargestellt.

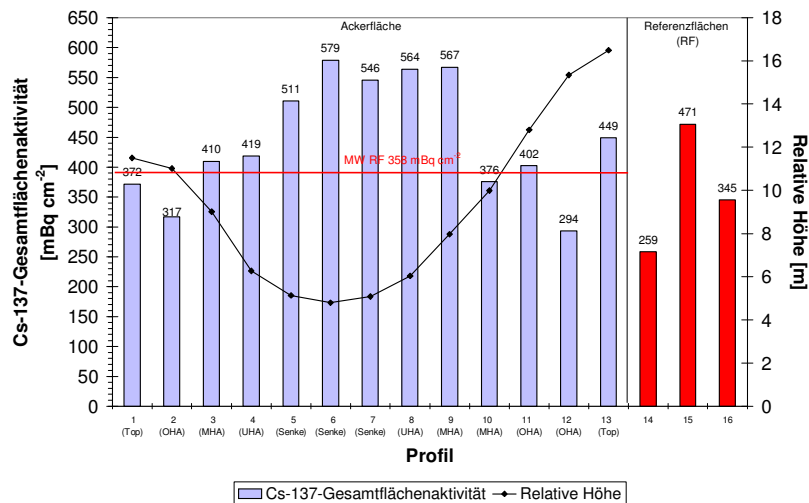


Abb. 44: Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität der Profile auf dem Acker und den Referenzflächen am Standort Holzendorf

Betrachtet man die Cäsium-137-Gesamtflächenaktivitäten am Hang mit denen der Referenzflächen, so liegen nur die Profile 1, 2, 10 und 12 unterhalb des Mittelwertes der Referenzflächen. Das weist darauf hin, dass an diesem Hangausschnitt vorwiegend Bodenauftrag erfolgte. Der Summe des Abtrages von -69 mBq cm^{-2} steht eine Auftragsumme von 1455 mBq cm^{-2} im untersuchten Transekt gegenüber.

Entsprechend des Vergleiches der Flächenaktivitäten auf dem Feld mit dem Mittelwert der Referenzflächen sind bei den Cs-137-Rückständen negative Rückstände nur für die zwei Profile 2 und 12, die unterhalb des Mittelwertes lagen, ermittelt worden. Hier liegen die Rückstände in dem Bereich von -50 bis $+50 \text{ mBq cm}^{-2}$, einem Bereich, wo nur kleine Bodenbewegungen vorkommen (WALLING U. QUINE, 1990). Das trifft auch für die Punkte 1 und 10 im positiven Bereich zu.

Hier wird deutlich, dass nicht alle Punkte, die einen negativen Rückstand aufweisen, tatsächlich auch Abtragspunkte darstellen. Analoges gilt für die Auftragsbereiche. Daher wird im Folgenden das Konfidenzintervall des Mittelwertes der Referenzflächen herangezogen, um die tatsächlichen Ab- und Auftragsbereiche zu bestimmen.

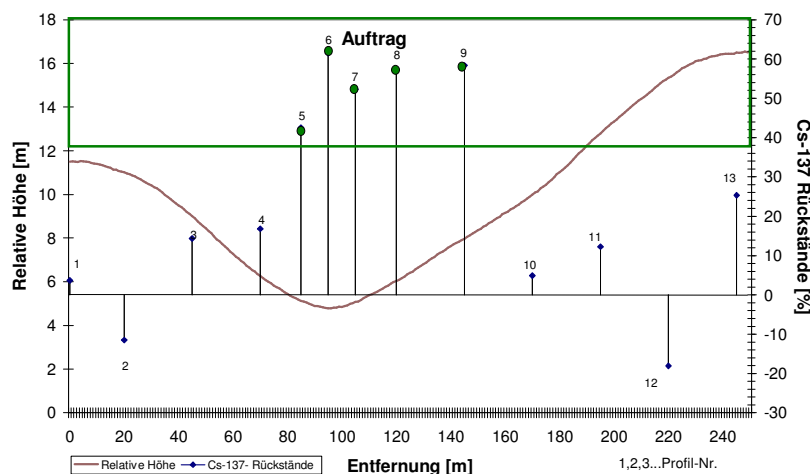


Abb. 45: Ab- und Auftragsbereiche entlang des Transektes Holzendorf

Das Konfidenzintervall des Mittelwertes der Referenzflächen beträgt $\pm 130 \text{ mBq cm}^{-2}$ ($\alpha=95 \%$).

Demzufolge sind alle Profile auf der Ackerfläche, die einen Gesamtcesiumgehalt von $< 210 \text{ mBq cm}^{-2}$ aufweisen (Cs-137-Rückstand -38 %), tatsächliche Abtragspunkte und Profile mit einem Gesamtcesiumgehalt von $> 470 \text{ mBq cm}^{-2}$ (+38 % Cs-137-Rückstand) tatsächliche Auftragsprofile.

Aus Abb. 45 geht hervor, dass fünf Profile in der Senke (Profile 5-9) als tatsächliche Auftragsbereiche angesprochen werden können, während die anderen Profile vorwiegend geringfügige Cs-Zunahmen aufweisen (Profile 1, 3, 4, 10, 11 u. 13) und nur an den Profilen 2 und 12 die Cs-Abnahme und damit der Bodenabtrag der lokalen Zwischenablagerung von erodierten Material überwiegt.

Auch hier stellt sich die vorgeschriebene Anzahl an Zufallsgrößen (Referenzflächen) als zu gering heraus und ist nicht normal verteilt.

Bei Beachtung dieser Einschränkung erhöht sich das Konfidenzintervall auf $\pm 266 \text{ mBq cm}^{-2}$, was einem Cs-137-Rückstand von $\pm 74 \%$ entspricht. Damit wäre keine signifikante Zuordnung zu Abtrags- oder Auftragsbereichen möglich.

Die ermittelten Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität für jedes einzelne Profil sowohl auf der Ackerfläche als auch für die Referenzflächen des Standortes *Augustenfelde* sind in Abb. 46 aufgeführt und zum Mittelwert der Cäsiumgesamtflächenaktivität der Referenzflächen in Höhe von 542 mBq cm^{-2} in Beziehung gesetzt.

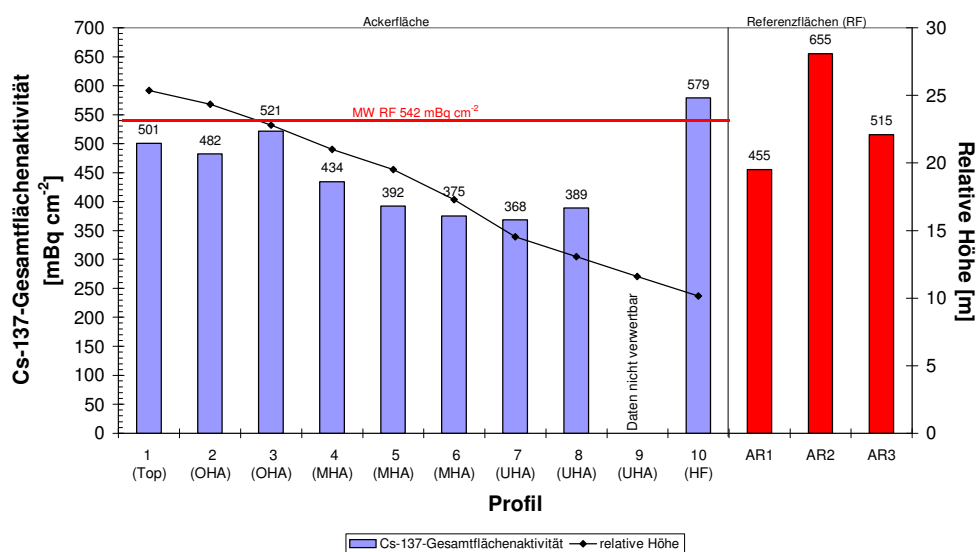


Abb. 46: Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität der Profile auf dem Acker und den Referenzflächen am Standort Augustenfelde

Bis auf das Profil 10 liegen alle Cäsium-137-Gehalte am Hang unter dem Mittelwert der Referenzflächen.

Das weist darauf hin, dass an diesem lang gestreckten Hang vorwiegend Bodenabtrag erfolgte. Der Summe des Abtrages von $-1363 \text{ mBq cm}^{-2}$ steht eine Auftragssumme von 37 mBq cm^{-2} im untersuchten Transekt gegenüber.

Das Transekt endet unmittelbar am Dreescher Seegraben, so dass der Großteil des abgetragenen Bodens aus der Fläche in den angrenzenden Graben eingetragen wurde.

Die Rückstände des Auftragsprofils 10 sowie die Abtragspunkte 1 und 3 liegen im Bereich $\pm 50 \text{ mBq cm}^{-2}$, dem Bereich, der von WALLING UND QUINE (1990) als Bereich geringer Bodenbewegungen charakterisiert wird.

Für die beiden Abtragspunkte trifft diese Aussage zu, während am Auftragspunkt entsprechend der Topographie des Standortes davon ausgegangen werden muss, dass hier große Mengen Bodenmaterials aufgetragen wurden, was jedoch durch starke Wassererosionsereignisse, die zum Austrag aus der Fläche führten, überdeckt wird.

Die gleiche Aussage schlägt sich bei der folgenden Ermittlung der tatsächlichen Abtrags- und Auftragsbereiche nieder.

Das Konfidenzintervall beträgt $\pm 116 \text{ mBq cm}^{-2}$ ($\alpha=95 \%$).

Alle Profile auf der Ackerfläche, die einen Cäsiumgesamtgehalt von $< 426 \text{ mBq cm}^{-2}$ aufweisen (das entspricht einem Cs-Rückstand von -21%), sind tatsächliche Abtragspunkte und Profile mit einem Cäsiumgesamtgehalt von $> 658 \text{ mBq cm}^{-2}$ ($+21 \%$ Cs-Rückstand) tatsächliche Auftragsprofile. Abb. 47 zeigt die Ergebnisse für den untersuchten Hang.

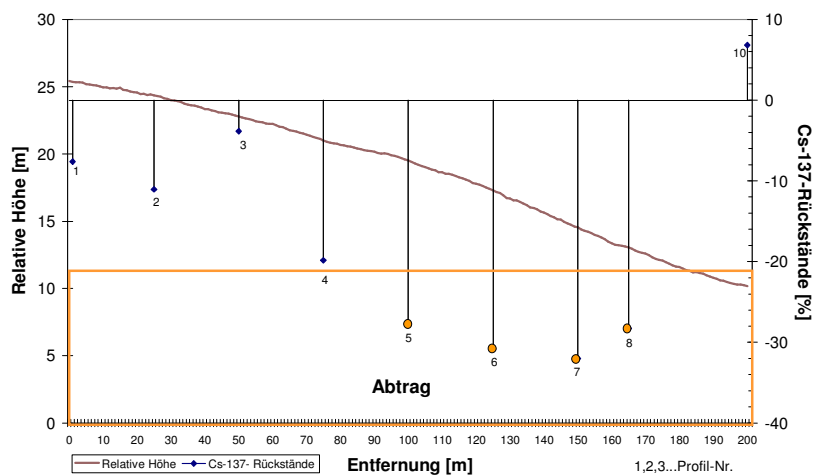


Abb. 47: Ab- und Auftragsbereiche entlang des Transektes Augustenfelde

Auf der Grundlage dieser Berechnung können die Punkte 5-9 als Abtragsbereiche eingestuft werden. Da diese Punkte am Mittel- und Unterhang des lang gestreckten Transektes liegen, sind diese Ergebnisse realistisch. Mit zunehmender Hanglänge nehmen die negativen Cs-Rückstände tendenziell zu. Die verursachenden Prozesse werden mit Hilfe der Modellrechnungen analysiert.

Analog zu den anderen Standorten erfolgte die Ermittlung des Konfidenzintervalls unter der Annahme, dass die Zufallsgrößen (Referenzflächen) nicht normal verteilt sind. Im Ergebnis kann keine signifikant gesicherte Zuordnung zu Abtrags- oder Auftragsbereichen erfolgen.

5.4 Modellanwendung zur Differenzierung von Wasser- und Bearbeitungs-erosion im Jungmoränengebiet

Die in Kapitel 4.2.3 genannten Modelle wurden auf ihre Anwendbarkeit im Jungmoränengebiet geprüft. Dazu wurden die folgenden Eingabeparameter den Standortbedingungen angepasst: Korngrößenkorrekturfaktor, jährliche atmosphärische Cs-137-Deposition, Masstiefe sowie Faktor Gamma.

5.4.1 Anpassung notwendiger Eingabeparameter

Korngrößenkorrekturfaktor

Die Bestimmung des Korngrößenkorrekturfaktors P bzw. P^* beruht auf der Korngrößenverteilung des Originalbodens und des verlagerten Sediments. Es ist eine Funktion der spezifischen Oberfläche des verlagerten Bodens und des Ausgangsbodens. Die spezifische Oberfläche hängt von der Korngröße der Teilchen ab. Durch zugrunde legen des Äquivalentdurchmessers, der den Durchmesser eines Partikels als Durchmesser einer Kugel definiert, und die Beziehung auf die mittlere Korngröße der jeweiligen Fraktion konnte die spezifische Oberfläche der jeweiligen Körnung berechnet werden (Tab. 36).

Tab. 36: Spezifische Oberflächen der Kornfraktionen

Kornfraktion	spezifische Oberfläche der Kornfraktion [m ² g ⁻¹]
Ton	1,429
Schluff fein	0,741
Schluff mittel	0,222
Schluff grob	0,074
Sand fein	0,023
Sand mittel	0,008
Sand grob	0,002

Zur Ermittlung der spezifischen Oberfläche der Böden wurden für die untersuchten Böden der jeweiligen Profile die Anteile der einzelnen Körnungsarten mit den Faktoren der entsprechenden Körnung multipliziert und für jedes Profil der Mittelwert aus den einzelnen Tiefen (5 cm-Abstände) bestimmt. Die Berechnung bezog sich bei den Abtragsprofilen auf die Bearbeitungstiefe und bei den Auftragsprofilen auf die Sedimentationstiefe. Die spezifischen Oberflächen der einzelnen Profile auf der Ackerfläche wurden zum Mittelwert der spezifischen Oberfläche der Referenzflächen in Beziehung gesetzt.

Fallout Cs-137-Depositionsfluss

Die beiden Masse-Bilanz-Modelle (2 und 3) benötigen Informationen über den jährlichen atmosphärischen Cs-137-Depositionsfluss $I(t)$ (Bq m⁻² a⁻¹) seit dem Beginn des Cäsiumeintrages 1954.

Die Modelle wurden ursprünglich für den Anwendungsbereich der Atombombenfallouts entwickelt. Daher liegt eine Datei vor, die sich auf den globalen Eintrag für die nördliche Halbkugel (Grundlage Monitoringstationen) bezieht. Die Datei beinhaltet den Cs-137-Fallout von 1954 bis 1983.

Nachfolgend wurde die Datei durch gemessene Werte für die ehemalige DDR ersetzt und um den Fallout nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl 1986 ergänzt.

Im SAAS Bericht 353, Teil E liegen Messwerte zum Cs-Fallout von 1964 bis 1986 vor. Zugrunde gelegt wurden die Jahressummen der mit dem Fallout in Berlin-Friedrichshagen abgelagerten Radioaktivität von 1964 bis 1985. Die Messwerte für die Region liegen geringfügig niedriger als die für die gesamte nördliche Halbkugel. Sie können auf die Region der

Uckermark übertragen werden, da der Eintrag die Folge der Atombombentests ist und dieser global als recht einheitlich betrachtet werden kann. Durch die Beziehung der Messwerte zu den Modellwerten für die nördliche Halbkugel konnten auf der Grundlage einer Regressionsanalyse die Werte von 1954 bis 1963 ergänzt werden. Das Ergebnis ist:

$$y = 1,63x - 10,90 \quad [\text{Gleichung 14}]$$

Da der Fallout für Berlin-Friedrichshagen nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl mit 6204 Bq m^{-2} über dem Durchschnitt lag, wurde für 1986 der durchschnittliche Fallout-Wert für die ehemalige DDR verwendet. Dieser lag bei 3800 Bq m^{-2} . Nach 1986 erfolgten keine nennenswerten Fallouts mehr (s. auch Kap. 2.3.1. Abb. 3).

Die im Programm vorgegebene Datei north.fal wurde durch die aktuellen Daten ersetzt.

Massentiefe

Die Massentiefe H (kumulative Trockenmasse) (kg m^{-2}) widerspiegelt die Ausgangsverteilung des Cs-137-Fallouts im Bodenprofil. Sie wird von den Referenzflächen abgeleitet. Dort wird kumulativ die Trockenrohdichte bis zu der Tiefe bestimmt, unterhalb der das Cäsium signifikant abnimmt.

Die Grenztiefe zwischen der repräsentativen Eindringtiefe des Cäsium-137 und der darunter liegenden Bodenschicht mit signifikant vermindertem Gehalt wurde mittels des t-Tests geprüft.

Tab. 37: Ergebnisse des t-Tests ($\alpha=95\%$) zur Ermittlung der Massentiefe

Standort	Grenzwert der Cs-137-Aktivität [Bq kg^{-1}]	Massentiefe [kg m^{-2}]	Anzahl n	α [%]
Basedow	0,80	2,0	42	95
Holzendorf	0,55	5,2	33	95
Augustenfelde	1,00	4,0	27	95

Faktor γ

Der Faktor γ gibt den jährlichen Cäsiumverlust durch Wassererosion vor dem Eintrag und der Adsorption innerhalb der Pflugschicht an. Er wird aus dem Anteil der erosionsauslösenden Niederschläge eines Jahres am gesamten Jahresniederschlag berechnet. Es handelt sich um Niederschläge von mindestens $7,5 \text{ mm}$ Menge oder einer Intensität ab 5 mm h^{-1} .

Zur Bestimmung von γ wurden die langjährigen Niederschlagsmessungen der Stationen Dedelow und Holzendorf von 1991 bis 2004 ausgewertet, zu denen parallel Abtragsmessungen vorgenommen wurden.

Insgesamt wurden 2304 Niederschläge für den genannten Zeitraum gemessen, wovon 222 Niederschläge (9,6 %) zu Bodenabtrag führten.

Die Verteilung der erosiven Niederschläge ist in Tab. 38 dargestellt.

Tab. 38: Monatssummen erosiver Niederschläge im Zeitraum 1992-2004 (außer 1994)

Summe Nd in mm	Jahr											
Monat	1992	1993	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Jan	12,2	19,0				19,6			7,8	13,6	9,1	
Feb					8,0					37,2		13,3
Mrz	20,9				10,9	13,7		19,7	9,5	27,4	8,2	
Apr	8,5		9,3		25,2	16,0	33,7	9,0		26,7		19,4
Mai	11,6	53,0	38,3	48,5	56,1	13,5	35,7		46,9	15,0	31,6	19,1
Jun	16,7	92,3	60,1	9,4	53,3	30,8	41,5	20,8	26,7	35,6	27,9	9,1
Jul	73,3	78,2	49,3	68,3	116,2	28,2		51,6	11,6	10,1	45,2	33,5
Aug		21,7	42,8	18,9	34,2	34,1	42,3		18,9	35,0	22,9	7,6
Sep		77,5	38,8	48,3	12,0	20,1	36,6	61,1	87,0	22,7	55,2	
Okt		22,0	6,7	36,8	9,2	45,8		3,0		9,3		7,7
Nov	10,1		39,1					8,3	13,1	8,5	17,0	25,5
Dez	9,3	21,1	7,7		8,0	17,7		10,5				

Betrachtet man den Anteil des erosiven Niederschlages für jeden Monat und bildet daraus ein langjähriges Mittel, so erhält man für Gamma den Wert 0,4.

5.4.2 Sensitivitätstest der Modelle

Um die Genauigkeit der Ausgabewerte der oben genannten Modelle einschätzen und den Einfluss der einzelnen Parameter bewerten zu können, wurde vor der Anwendung ein Sensitivitätstest für die einzelnen Eingabeparameter durchgeführt.

Geprüft wurde mit einer einfachen nicht linearen Sensitivitätsanalyse nach MADL (1999). Es erfolgt ein Vergleich der Änderungen der Output-Parameter bei Änderung der Input-Parameter unter Konstanzhaltung aller anderen Variablen.

Untersucht wurden die Parameter Trockenrohdichte, Faktor γ , Korngrößenkorrekturfaktor P und die Massentiefe H.

Die Zunahme der Trockenrohdichte führt zu einer Erhöhung der Bodenneuverteilungsrate. Der Sensitivitätstest ergab jedoch eine geringe Sensitivität (Koeffizient < 1), so dass der Einfluss auf das Ergebnis insgesamt klein ist. Alle anderen Parameter weisen Sensitivitätskoeffizienten > 1 auf.

Der Sensitivitätskoeffizient für γ liegt bei durchschnittlich 8,35. Gamma hat damit den größten Einfluss auf das Ergebnis der Bodenneuverteilungsrate. Bei $\gamma=1$ ist die modellierte Bodenneuverteilungsrate geringer, da vor der Bearbeitung hohe Niederschläge und damit Wassererosion auftritt, in deren Folge es zu Oberflächenabfluss und somit zum Abtransport von Cs-137 durch Wassererosion kommt. Andererseits ist die Bodenneuverteilungsrate bei $\gamma=0$ besonders hoch, da erst nach der Bearbeitung hohe Niederschläge auftreten, Cs-137 sich somit bereits mit den Bodenteilchen verbunden hat und in die Bearbeitungsschicht eingemischt wurde.

Auch die Massentiefe H hat einen hohen Sensitivitätskoeffizienten, der bei durchschnittlich 5,55 liegt. Hier bedeutet ein höherer Wert für H ein tieferes Eindringen des Cs-137 im Referenzprofil. Dies hat zur Folge, dass mit höherem Wert von H die Bodenneuverteilungsraten höher sind.

Im Vergleich zu den beiden genannten Parametern hat der Korngrößenkorrekturfaktor P mit einem Wert von 1,23 zwar eine größere Sensitivität, jedoch nicht so einen hohen Einfluss auf die Berechnung. Die Zunahme von P führt zu einer Abnahme der Bodenneuverteilungsrate.

Daraus kann geschlossen werden, dass die Bodenparameter, also die Trockenrohdichte und die Textur, aus denen sich der Korngrößenkorrekturfaktor ergibt, kaum einen Einfluss auf die Berechnung der Bodenneuverteilungsrate haben, während die Parameter, die sich auf das Eindringen des Cäsiums in den Boden und der Verteilung des Cäsiums nach dem Eintrag aus der Atmosphäre beziehen, großen Einfluss auf die Ergebnisse haben.

5.4.3 Bodenneuverteilungsrate an den ausgewählten Standorten

Für alle Standorte wurde die Bodenneuverteilungsrate mit den im Kapitel 4.2.3, Tab. 12 aufgeführten Modellen berechnet.

Standort Basedow

Da das Proportionale Modell und das Masse-Bilanz-Modell 1 keine Berechnung für die Bearbeitungstiefe von 25 cm zulassen, erfolgte die Berechnung für 20 cm und 30 cm Bearbeitungstiefe. Aus den Neuverteilungsraten für beide Tiefen wurde der Mittelwert für die derzeitige Bearbeitungstiefe auf dem Feld von 25 cm berechnet.

Zur Berechnung mit dem Masse-Bilanz-Modell 3 sind Hangtransekt Daten notwendig. Diese umfassen für jeden Profilverpunkt den Eingangs- und Ausgangswinkel sowie die Länge zwischen den benachbarten Profilverpunkten.

Da beim Masse-Bilanz-Modell 3 neben der Gesamtbodenneuverteilungsraten zwischen der Neuverteilung infolge von Bearbeitungs- und Wassererosion unterschieden wird, können beispielhaft einzelne Hangtransekte betrachtet werden, die parallel zur Fließrichtung liegen.

Deshalb erfolgte eine Unterteilung des Gesamttransektes in vier Teilabschnitte entsprechend der Fließrichtung, wobei erstens der höchste Punkt des Transektes zwischen Profil 5 und 6 als Grenze gewählt wurde und zweitens der tiefste Punkt am Profil 17. Die anderen Grenzen ergeben sich aus der Lage der Profile im Transekt. Da es sich am Punkt 8 um eine Zwischenverebnung handelt, wurde der Abschnitt vom Punkt 6 bis 9 als ein Abschnitt betrachtet. Punkt 9 ist sowohl Endpunkt des Abschnittes II als auch Anfangspunkt des Abschnittes III. In Abb. 48 ist die Unterteilung dargestellt.

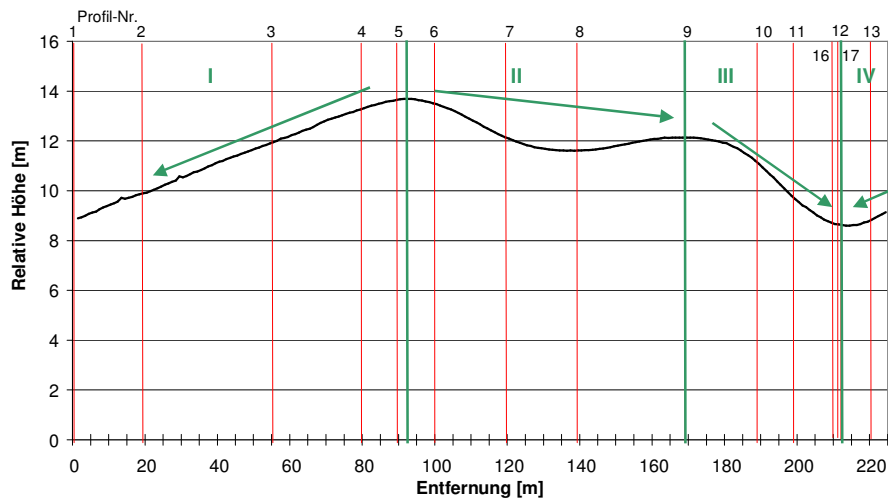


Abb. 48: Einteilung des Hangtransektes Basedow in Teilabschnitte entsprechend der Fließrichtung des Wassers

Die Ergebnisse der einzelnen Modellrechnungen sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst.

Tab. 39: Bodenneuverteilungsraten am Standort Basedow (berechnet mit unterschiedlichen Modellen)

Bodenneuverteilungsraten $[\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}]$						
Modell		Lineares Proportionales Modell	Proportionales Modell	Masse-Bilanz- Modell 1	Masse-Bilanz- Modell 2	Masse-Bilanz- Modell 3
Profil	Hangposition	I	II	III	IV	V
1	UHA	13	12	18	1	1
2	UHA	-47	-57	-98	-3	-3
3	MHA	17	9	23	1	0
4	OHA	-22	-16	-22	-1	-1
5	Top	-23	-15	-21	-1	-4
6	Top	-32	-19	-28	-1	-6
7	MHA	-13	-9	-12	0	-1
8	Senke	-2	-2	-2	0	0
9	OHA	-14	-12	-16	-1	-2
10	OHA	-18	-11	-15	-1	-1
11	MHA	0	0	0	0	-1
16	Senke	137	49	74	3	3
12	Senke	84	27	42	1	6
17	Senke	55	27	40	1	2
13	UHA	9	4	6	0	1
Nettobodenneuverteilung		144	-14	-13	-1	-6

Abträge wurden mit allen Modellen an den Punkten 2, 4, 5-11 bestimmt. Auftragsbereiche sind die Punkte 1, 3, 12, 13, 16 und 17.

Bei den Berechnungen mit dem Linear Proportionalen Modell (I) wird für das Transekt ein Nettobodenauftrag von $144 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. Die besonders hohen Auftragswerte an den Punkten 12, 16 und 17 sind auf die große Eindringtiefe des Cäsium zurückzuführen. Alle anderen Modellrechnungen weisen einen Nettobodenabtrag aus.

Bei der Berechnung mit dem Proportionalen Modell (II) erhält man einen Nettobodenabtrag am Transekt von ca. $14 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Mit dem Masse-Bilanz-Modell 1 (III) wurde mit $13 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ein ähnlicher Nettobodenabtrag ermittelt. Das Ergebnis des Masse-Bilanz-Modells 2 (IV) liegt jedoch mit $-1 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ unter den Werten der anderen beiden Modell-ergebnisse.

Am Profil 2 wurde bei den genannten Modellrechnungen der maximale Bodenabtrag und am Profil 16 der maximale Bodenauftrag kalkuliert, wobei die maximalen Bodenabträge und -aufträge der jeweiligen Modelle zum Teil stark variieren.

Mit dem Masse-Bilanz-Modell 3 (V) war es möglich, für die Abschnitte I-III die Bodenneuverteilungsraten zu berechnen. Der Senkenabschnitt vom Profil 13 zum Profil 17 konnte nicht separat berechnet werden. Die Ursache liegt darin, dass kein tatsächlicher Abtragsbereich zur Berechnung vorhanden war, da der Kuppenbereich zu diesem Teil der Senke weit höher liegt und nicht mit beprobt worden ist. Der Punkt 13 wurde von daher bei der Berechnung mit zum Abschnitt III hinzugenommen. Da bei dieser Berechnung die Fließrichtung des Wassers jedoch nicht berücksichtigt werden konnte, ist das Ergebnis für den Punkt 13 unter Vorbehalt zu betrachten.

Am Punkt 9 wurden die Bodenneuverteilungsraten, die zum einen im Abschnitt II und zum anderen im Abschnitt III berechnet wurden, addiert.

Die Bodenneuverteilungsraten liegen für die Punkte 1 bis 17 bei $-7 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Sie sind damit höher als bei der Berechnung mit dem Masse-Bilanz-Modell 2 und unterhalb der Werte, die mit dem Proportionalen und dem Masse-Bilanz-Modell 1 berechnet worden.

Der höchste Abtrag ist am Punkt 6 zu verzeichnen. Hier wurden maximale Abträge von $0,4 \text{ cm}$ pro Jahr ermittelt. Der höchste Auftrag wurde mit $0,4 \text{ cm a}^{-1}$ für den Punkt 12 bestimmt.

Das Modell ermöglicht die Aufteilung der Bodenneuverteilungsraten in die Verlagerungsformen Bearbeitungs- und Wassererosion (Abb. 49). Damit wird der Prozess am genauesten widerspiegelt.

An den höchsten Punkten (Top) des Transekts erfolgt der Abtrag infolge von Bearbeitungs-erosion. Am Oberhang- bzw. Mittelhangbereich beginnt der Abtrag durch Wassererosion. Am Punkt 3 wurde ein Auftrag infolge von Wassererosion errechnet. Auf dem nun folgenden lang gestreckten Hangabschnitt erreicht der Abtrag durch Wassererosion seinen höchsten Wert am Punkt 2 mit $-3,5 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Am Punkt 1 findet Auftrag statt, der vorwiegend aus der Bodenverlagerung infolge der hohen Wassererosion am Punkt 2 stammt. An der Zwischenver-ebnung (Punkt 8) erfolgt Bodenauftrag infolge der Bearbeitung. Für die Senke werden erwartungsgemäß Aufträge sowohl infolge der Bearbeitungs- als auch der Wassererosion berechnet. Am Punkt 16 ist der Auftrag durch die Wassererosion vorrangig, während am Punkt 12 der Auftrag infolge der Bearbeitungserosion simuliert wird.

Hier ist in der Natur jedoch ebenfalls Auftrag infolge von Wassererosion zu vermuten, da der tiefste Punkt der Punkt 17 ist und somit die Bodenverlagerung durch Wasser ebenfalls bis zum tiefsten Punkt stattfindet. Aufgrund der geringen Hanglänge von 1 m zwischen den Punkten 16 und 12 hat das Programm den Auftrag der Bearbeitungserosion zugeordnet.

Für diese kurzen Distanzen ist daher eine realistische Aufteilung der ablaufenden Prozesse, besonders der Zuordnung der Wassererosion, mit dem Modell nicht möglich. Ein Versuch die Berechnung vom Punkt 9 bis 17 ohne Einbeziehung der Punkte 12 und 16 schlug fehl, da das Modell für diese Eingangsparameter eine Fehlermeldung ausgab.

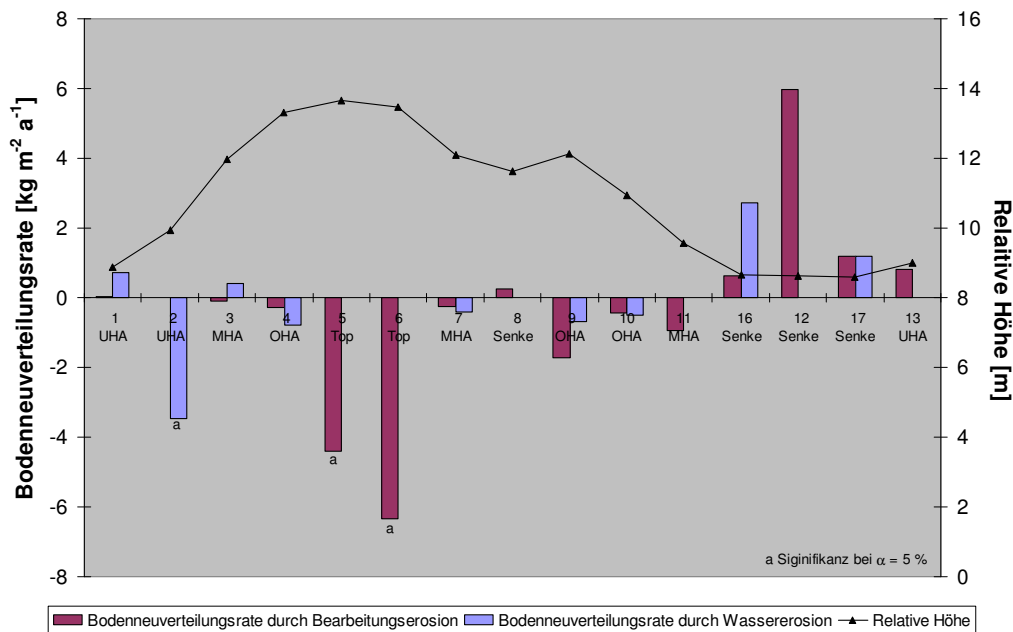


Abb. 49: Bodenneuverteilungsraten infolge von Bearbeitungs- und Wassererosion - Standort Basedow

Der Anteil der Neuverteilung infolge von Bearbeitung liegt bei 88 % zu 12 % Neuverteilung durch Wassererosion (Verhältnis ca. 7:1). Die Neuverteilungsrate durch Bearbeitungserosion ist folglich für das berechnete Transekt sowohl für den Abtrag als auch den Auftrag höher als die der Wassererosion. Für die Bearbeitungserosion wurden für den gesamten Hang ein Bodenabtrag von $14,5 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und ein Auftrag von $8 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ bestimmt (Nettobodenabtrag $6,5 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Die Wassererosionswerte liegen für den Abtrag bei $5,8 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und für den Auftrag bei $5,1 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Nettobodenabtrag $0,7 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$).

KACHANOSKI UND CARTER (1999) kalkultierten signifikant hohe Bodenverluste am Top und Oberhang und schlossen daraus, dass die Bearbeitungserosion der Hauptprozess der Bodenneuverteilung ist. Am Transekt kommen am Top (5/6) ebenfalls signifikant hohe Bodenverlustraten vor. Die hohe Bodenverlustrate am Unterhang Punkt 2 ist auf Wassererosionsprozesse zurückzuführen.

Die Ergebnisse der Modellrechnung ergeben einen hohen Verlagerungsanteil verursacht durch Bodenbearbeitung für diesen Standort.

Standort Holzendorf

Die Modelle erfordern klar strukturierte Hänge. Die Berechnungen erfolgen zweidimensional, während in der Natur die Prozesse dreidimensional ablaufen.

Da am Transekt Holzendorf sich die Senke in einem Talweg befindet und aus den geomorphologischen Kenntnissen damit noch andere Prozesse ablaufen, können diese dreidimensionalen Einflüsse mit den Modellen nicht erfasst werden, so dass die Modellanwendung nur für ein Teiltransekt geprüft wurde (Abb. 50).

Die durchschnittliche Bearbeitungstiefe an dem betrachteten Hang betrug 33 cm. Mit den Modellen ist es nur möglich die Bearbeitungstiefe in 10 cm Schritten einzugeben. Daher wurde für die Berechnung eine Tiefe von 30 cm festgelegt.

Nachfolgend sind die berechneten Ergebnisse für die einzelnen Profile am Transekt dargestellt (Tab. 40).

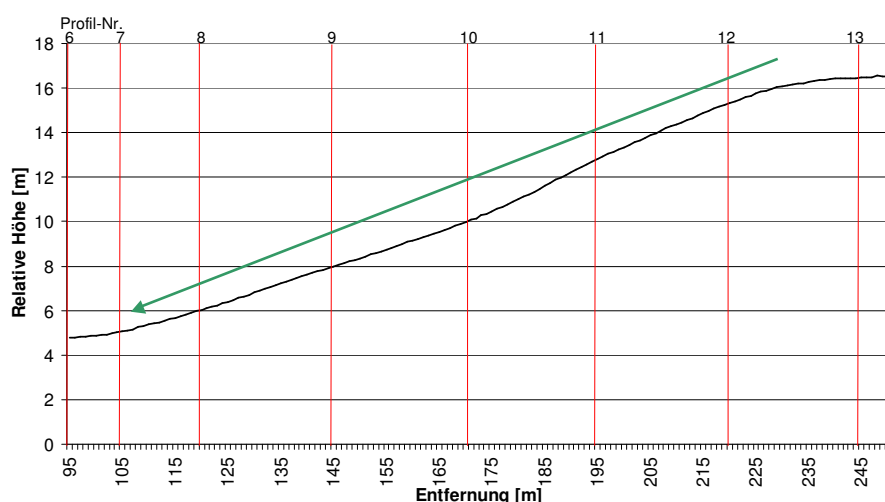


Abb. 50: Teiltransekt Holzendorf

Tab. 40: Bodenneuverteilungsraten am Standort Holzendorf (berechnet mit unterschiedlichen Modellen)

Bodenneuverteilungsrate [$\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$]						
Modell		Linear Proportionales Modell	Proportionales Modell	Masse-Bilanz-Modell 1	Masse-Bilanz-Modell 2	Masse-Bilanz-Modell 3
Profil	Hangposition	I	II	III	IV	V
6	Senke	151	64	71	3	-5
7	Senke	91	53	58	2	-12
8	UHA	122	52	57	2	-14
9	MHA	106	54	59	2	13
10	MHA	15	9	10	0	-6
11	OHA	23	14	15	1	-22
12	OHA	-12	-9	-13	0	-17
13	Top	43	24	26	1	-12
Nettobodenneuverteilung		539	260	283	10	-76

Die Modellrechnungen der Modelle I-IV bestätigen den Bodenabtrag (Kap. 5.3.5) für das Profil 12, alle anderen Punkte weisen einen Bodenauftrag auf.

Die Bodenneuverteilungsraten sind für diesen Standort für die Berechnungen mit den Modellen I bis III sehr hoch. Insgesamt wurden hohe Nettobodenaufträge ermittelt. Die besonders hohen Werte bei der Berechnung mit dem Modell I sind auf die großen Eindringtiefen des Cäsiums zurückzuführen, was für Auftragsbereiche typisch ist.

An den tatsächlich als Auftragsbereich ermittelten Punkten 6-9 (Kapitel 5.3.5) wurden für alle Punkte hohe Bodenauftragsraten bestimmt. Den hohen Auftragsraten steht eine geringe Abtragsrate gegenüber.

Die Nettobodenauftragsrate liegt bei der Berechnung mit dem Masse-Bilanz-Modell 2 bei $10 \text{ kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$ und entspricht damit realistischen Werten.

Die Bodenabträge sind gering und liegen bei $0,3 \text{ mm}$ pro Jahr. Maximaler Bodenauftrag findet am Punkt 6 statt. Hier werden jährlich $1,7 \text{ mm}$ Boden aufgetragen.

Hier wird, wie auch bei den vorangegangenen Modellrechnungen, deutlich, dass die Ablagerungen nicht nur aus dem untersuchten Transekt, sondern auch aus der umliegenden Fläche stammen.

Mit dem Masse-Bilanz-Modell 3 wurde trotz hoher gemessener Cäsiumaktivitäten im Gegensatz zu den vorangegangenen Modellrechnungen ein Nettobodenabtrag kalkuliert. Auch die

Bestimmung der Abtrags- und Auftragsbereiche im Kapitel 5.3.5 weisen die Punkte 6, 7, 8 und 9 als tatsächliche Auftragspunkte aus. Hier ist ein Auftragsbereich nur am Punkt 9 berechnet worden.

Wie sich die Bodenneuverteilungsraten für die einzelnen Punkte zusammensetzen, ist der Abb. 51 zu entnehmen.

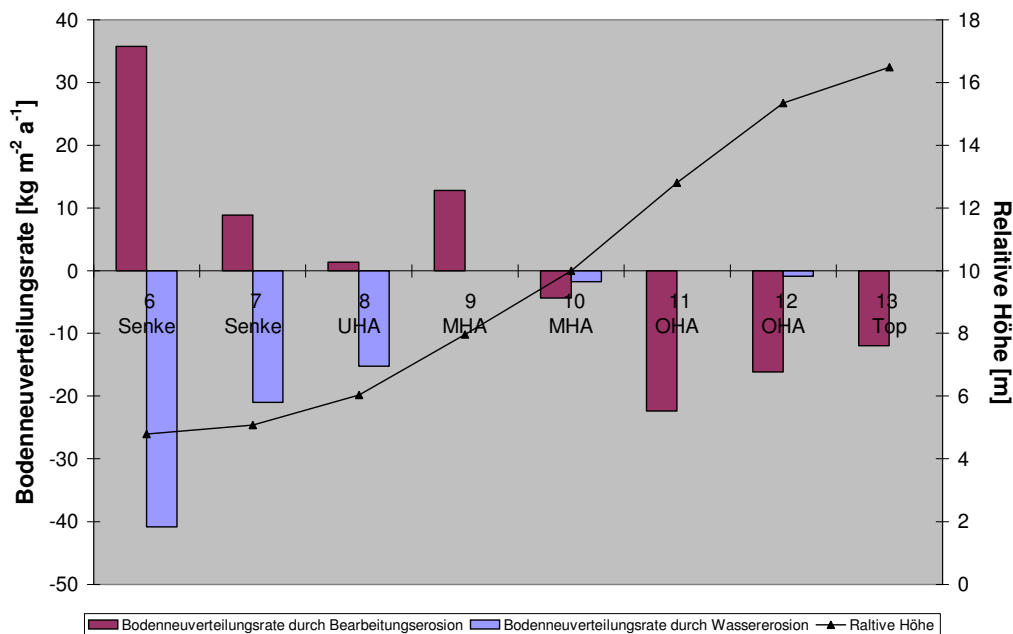


Abb. 51: Bodenneuverteilungsraten infolge von Bearbeitungs- und Wassererosion an den Profilkpunkten 6-13 - Standort Holzendorf

Entsprechend der Hangmorphologie beginnt am höchsten Punkt der Bodenabtrag infolge der Bearbeitung, der mit zunehmender Hangneigung zunimmt. Mit ansteigender Hanglänge erfolgt der zunehmende Abtrag durch Wassererosion. In der Senke wird Bodenauftrag durch die Bearbeitungserosion und Bodenabtrag durch die Wassererosion verursacht. Für den Punkt 6 wurde ein Abtrag infolge von Wassererosion errechnet, der über dem Auftrag durch die Bearbeitung liegt.

Da bei dem Modell die Berechnungen nicht nur auf der Basis der Cäsiummessungen erfolgten, sondern die Hangmorphologie in die Berechnung eingeht, sind diese Abträge aufgrund der großen Hanglänge von 150 m nachvollziehbar.

Ein weiterer Aspekt ist, dass sich die Senke in einem Talweg befindet.

So wird angenommen, dass das aufgetragene Sediment in diesem weiter verlagert und an einer tiefer gelegenen Stelle des Talweges akkumuliert wurde.

VAN OOST ET AL. (2000) beobachteten bei Untersuchungen auf Lehm- bzw. schluffigen Lehm Böden ebenfalls, dass der Deposition durch die Bearbeitung die Wassererosion in Talwegen entgegenwirkt.

Die Nettobodenneuverteilungsraten infolge von Bearbeitung für den betrachteten Abschnitt liegt bei $4 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, wobei der Auftrag infolge von Bearbeitung geringfügig höher ist ($59 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) als der Abtrag ($-55 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$).

Verlagerungen infolge von Wassererosion werden nur als Abträge bestimmt. Die Nettobodenneuverteilungsraten betragen $-80 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

Der Abtrag wird demzufolge durch die Wassererosion beeinflusst. Das Verhältnis des Bodenabtrags infolge von Wassererosion zu der durch Bearbeitungserosion beträgt 1,4:1.

Standort Augustenfelde

Die durchschnittliche Bearbeitungstiefe an dem betrachteten Hang betrug nach den Messungen im Feld 31 cm. Mit dem Modell wurde mit einer Bearbeitungstiefe von 30 cm gerechnet.

Da es sich bei diesem Transekt um einen gestreckten Hang handelt, ist hier keine Unterteilung in Hangabschnitte für die Berechnung notwendig.

In Tab. 41 sind die Ergebnisse der einzelnen Modellrechnungen zusammengefasst.

Tab. 41: Bodenneuverteilungsraten am Standort Augustenfelde (berechnet mit unterschiedlichen Modellen)

Bodenneuverteilungsrate [$\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$]						
Modell		Linear Proportionales Modell	Proportionales Modell	Masse-Bilanz-Modell 1	Masse-Bilanz-Modell 2	Masse-Bilanz-Modell 3
Profil	Hangposition	I	II	III	IV	V
1	Top	-9	-7	-9	0	0
2	OHA	-14	-10	-13	0	0
3	OHA	-5	-4	-4	0	0
4	MHA	-27	-19	-25	-1	-1
5	MHA	-25	-26	-36	-1	-1
6	MHA	-37	-29	-43	-2	-2
7	UHA	-39	-27	-40	-1	-1
8	UHA	-39	-22	-32	-1	-1
10	HF	16	6	12	0,4	0,9
Nettobodenneuverteilung		-179	-137	-189	-7	-7

Die Berechnungen ergeben für das Transekt mit allen Modellen einen Nettobodenabtrag. Bis auf den Punkt 10 weisen alle untersuchten Punkte Bodenabtrag auf.

Diese Aussage deckt sich mit den Betrachtungen zum räumlichen Muster der Bodenneuverteilung (Kapitel 5.3.5).

Einer hohen Summe des Bodenabtrages steht ein relativ geringer Bodenauftrag entgegen. Dies ist ein Indiz für den Austrag des umgelagerten Bodens aus der Fläche in den angrenzenden Graben.

Die Ergebnisse des Proportionalen Modells (II) liegen für alle Punkte unterhalb der mit dem Linear Proportionalen Modell (I) und dem Masse-Bilanz-Modell 1 (III) berechneten Werte.

Mit dem Masse-Bilanz-Modell 2 (IV) wurden Nettobodenabträge in Höhe von $7 \text{ kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$ kalkuliert und unterscheiden sich in ihrer Höhe um ein Vielfaches von den im Vorfeld berechneten Werten.

Insgesamt sind die Ab- und Aufträge recht gering. Am Oberhang sind kaum Bodenabträge vorhanden (durchschnittlich 0,2 mm). Am Mittel- und Unterhang steigen die Abträge.

Der ermittelte Bodenauftrag ist minimal und beträgt im Jahr 0,3 mm.

Die Nettobodenabträge von $7 \text{ kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$, berechnet mit dem Masse-Bilanz-Modell 3 (V), entsprechen dem Ergebnis der Berechnungen mit dem Masse-Bilanz-Modell 2 (IV). Die Abträge belaufen sich zwischen $1 \text{ kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$ und maximal $2 \text{ kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$ (das entspricht 0,1 bis 1 mm a^{-1}). Die Bodenaufträge betragen ca. $1 \text{ kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$ ($\approx 0,7 \text{ mm a}^{-1}$).

Die Unterteilung der ablaufenden Verlagerungsprozesse zeigt die Abb. 52.

Am Top erfolgt zunächst der Abtrag durch die Bearbeitungserosion.

Am Hang selbst sind die Bodenabträge infolge von Wassererosion bestimmend. Hier variiert die Höhe des Abtrages. Am Oberhang sind die Abträge niedriger als am Mittel- und Unterhang.

Der Abtrag infolge von Wassererosion betrug am Hang ca. $7 \text{ kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$, der Auftrag $1 \text{ kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$.

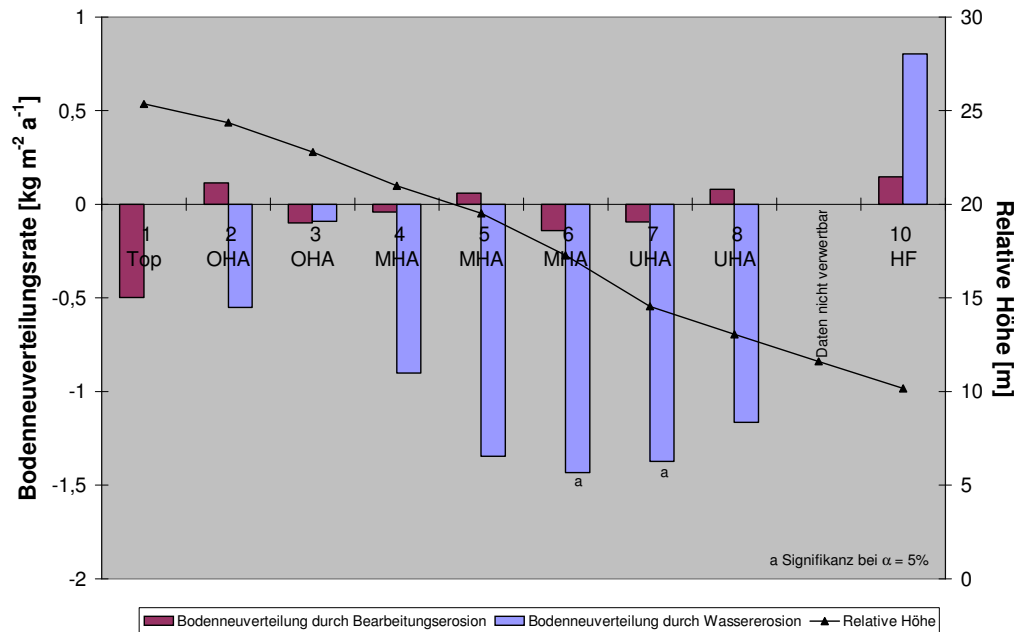


Abb. 52: Bodenneuverteileraten infolge von Bearbeitungs- und Wassererosion -Standort Augustenfelde

Die Höhe der Bearbeitungserosionsrate ist am Hang insgesamt minimal. Die Nettobodenneuverteilerate für die Bearbeitungserosion beträgt $\approx -0,5 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

Es findet ein Wechsel zwischen Ab- und Auftrag statt. Am Hang steht dem Abtrag von $\approx 0,9 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ein Auftrag von $\approx 0,4 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ gegenüber.

93 % der Gesamtbodenverlagerungsprozesse sind an dem untersuchten Hang durch Wassererosion verursacht.

Beim Abtrag ist das Verhältnis von Bearbeitungs- zur Wassererosion 1:8, während beim Auftrag das Verhältnis 1:2 beträgt. Der Auftrag ist nicht vollständig erfassbar, da ein hoher Anteil durch Wassererosion aus der Fläche in den Vorfluter ausgetragen wurde.

Die höchsten Bodenverluste kommen an diesem Standort am Mittel- und Unterhang vor.

In der Literatur ist belegt, dass Bearbeitungserosion verstärkt an konvexen Hangpositionen und am Oberhang auftritt, während Wassererosion in erster Linie an Mittel- und Unterhangpositionen vorkommt (SCHUMACHER, 2002).

5.4.4 Bewertung der angewendeten Modelle

Vergleich der Modellberechnungen

In Abb. 53 sind die Bodenneuverteileraten, ermittelt mit den verschiedenen getesteten Modellen, dargestellt.

Alle Modellrechnungen führen zu ähnlichen Ergebnissen hinsichtlich des Bodenabtrags und Bodenauftrags.

Die Höhe der berechneten Ab- und Aufträge ist jedoch zwischen den einzelnen Modellergebnissen unterschiedlich. Die niedrigsten Bodenneuverteileraten wurden mit dem Masse-Bilanz-Modell 2 und 3 ermittelt, während die höchsten Raten mit dem Linear Proportionalen Modell und dem Masse-Bilanz-Modell 1 kalkuliert wurden.

Die Modelle dienen der Simulation des Cs-137-Verlustes in Verbindung mit dem erodierten Boden bzw. der Cs-137-Zunahme bei Ablagerungen.

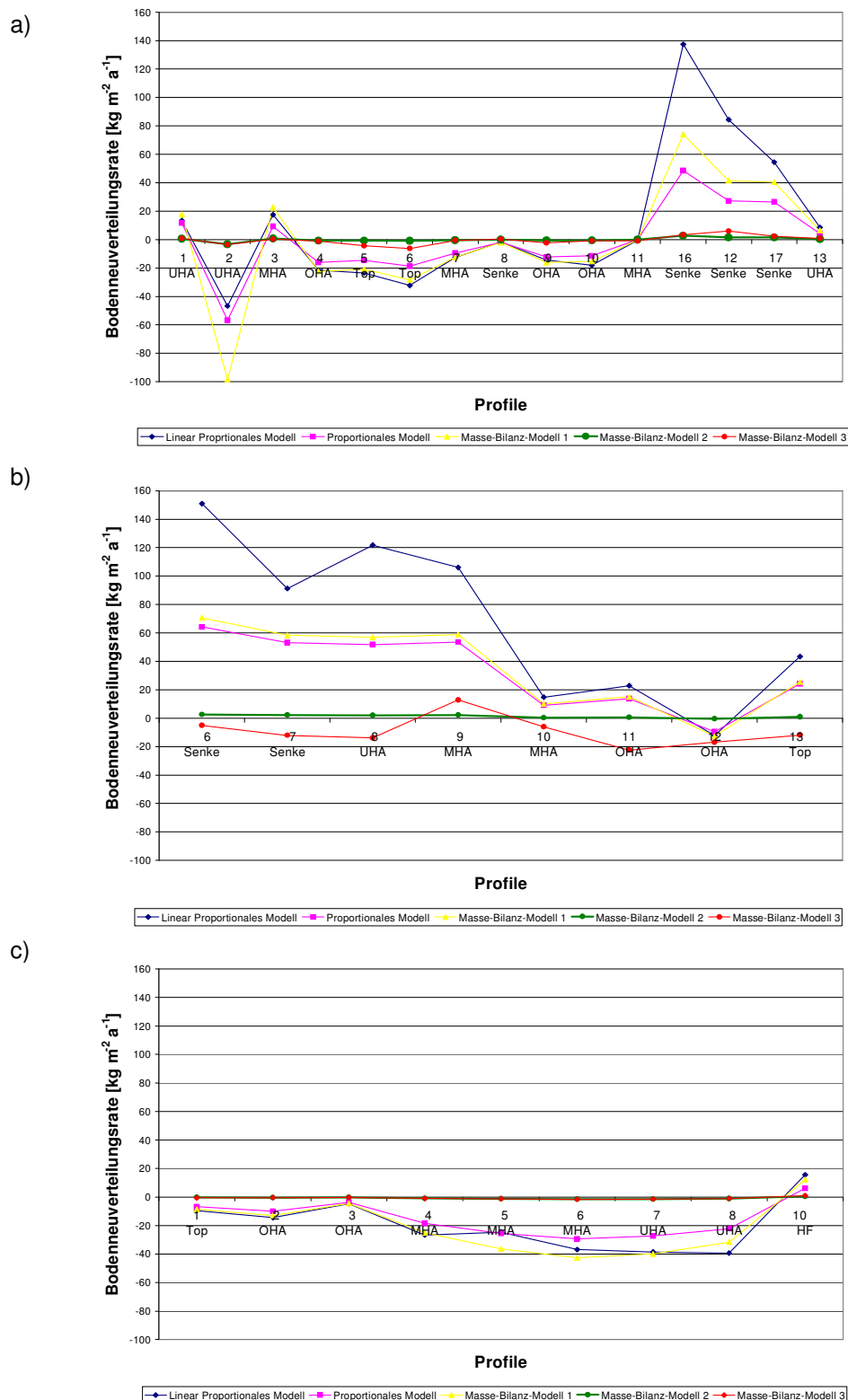


Abb. 53: Bodenneuverteilungsraten berechnet mit den getesteten Modellen
a) Basedow b) Holzendorf c) Augustenfelde

Um festzustellen, welches Modell die realistischen Ergebnisse widerspiegelt, erfolgte ein Vergleich der Modellergebnisse an einer empirischen Kalibrierungsbeziehung zwischen den prozentualen Rückständen des Cäsiums-137 und dem Gesamtbodenverlust von RITCHIE ET AL. (1975):

$$Y = 0,88X^{1,18}$$

[Gleichung 15]

Y = Gesamtbodenverlust

X = Radionuklidverlust [%]

Diese Beziehung zwischen der Cs-137-Abnahme und der Bodenerosionsrate ist signifikant. Jedoch birgt die Gleichung verschiedene Grenzen.

Die Daten, die zur Aufstellung der Kalibrierungsbeziehung dienten, stammten von einer Vielzahl unterschiedlicher Quellen, die nicht einheitlich sind.

Die genutzten Daten stammen sowohl von bewirtschafteten als auch unbewirtschafteten Flächen und sie beziehen sich auf unterschiedliche zeitliche Perioden.

Die Gleichung ist zeitspezifisch und nur für die Zeit der genutzten Daten validiert (60iger und 70iger Jahre). Bei Ausdehnung der zeitlichen Periode bis in die heutige Zeit ist mit niedrigeren jährlichen Raten des Bodenverlustes zu rechnen.

Weiterhin sind die Werte nicht direkt anwendbar auf Punktmessungen des Cs-137-Verlustes. Es kann daher zu Unterschätzungen der Bodenverlustraten auf kultivierten Böden kommen.

Dennoch liefern die Ergebnisse auf der Grundlage dieser Beziehung eine Einordnung der Größenordnung der zu erwartenden Ergebnisse.

Daher erfolgte eine Kalibrierung der eigenen gemessenen Cs-137-Verluste für die Untersuchungsstandorte und ein Modellvergleich. Die Ergebnisse sind in Abb. 54 dargestellt.

Für die Standorte wird erkennbar, dass die Ergebnisse der Modellrechnungen mit den Masse-Bilanz-Modellen 2 und 3 (Ausnahme Masse-Bilanz-Modell 3 Holzendorf) am nächsten an der Kalibrierungskurve liegen.

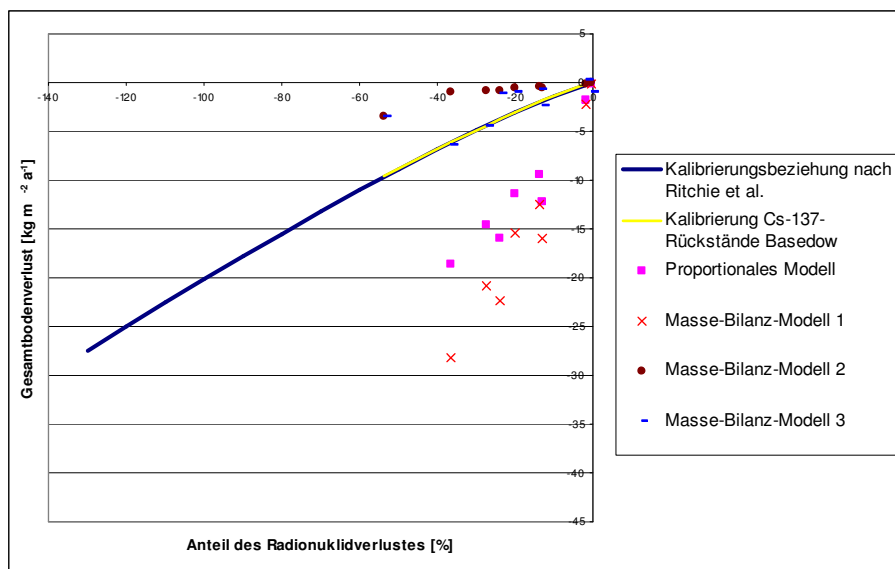
Zum größten Teil sind die Modellergebnisse dieser beiden Modelle niedriger als die der Kalibrierungsbeziehung. Da es sich um bewirtschaftete Ackerflächen handelte und die gemessenen Cs-137-Werte aus 2003/2004 stammen, waren diese niedrigeren Werte zu erwarten.

Mit Hilfe der Zusammenstellung in Tab. 42 sollen im nächsten Schritt die Berechnungsergebnisse der Masse-Bilanz-Modelle 2 und 3 miteinander verglichen werden.

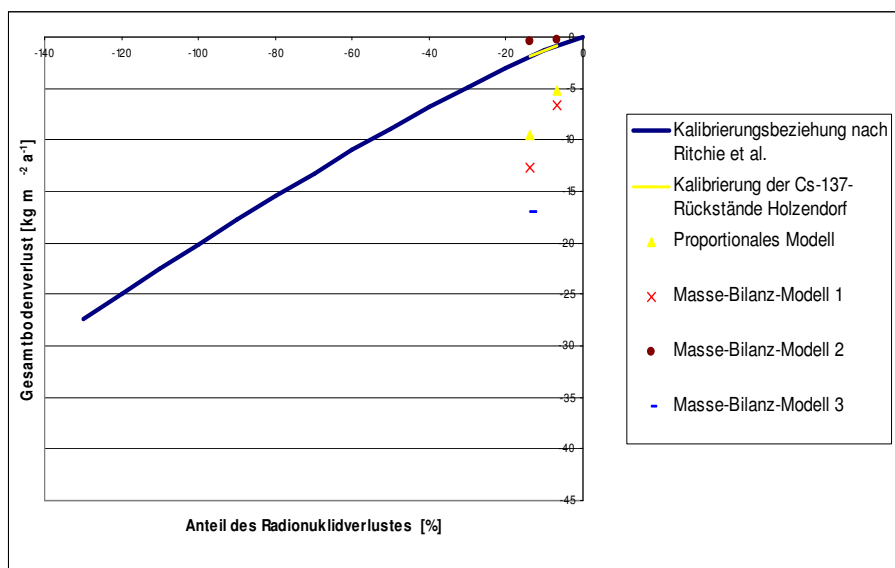
Tab. 42: Vergleich der Modellrechnungen der Masse-Bilanz-Modelle 2 und 3

Standort	Masse-Bilanz-Modell 2	Masse-Bilanz-Modell 3	Unterschied Masse-Bilanz-Modell 2 und 3	
Basedow	Bodenneuverteilung [kg m ⁻² a ⁻¹]		[%]	
	Nettobodenneuverteilung	-1	-6	83
	Max	3	6	
	Min	-3	-6	
	Auftragsbereich	0,2-2,6	0,3-6,0	
	Abtragsbereich	0,01-3,4	0,7-6,3	
Holzendorf (Abschnitt Profil 6-13)	Nettobodenneuverteilung	11	-76	114
	Max	3	13	
	Min	-1	-22	
	Auftragsbereich	0,4-2,5	13	
	Abtragsbereich	0	5,1-22,4	
	Augustenfelde	Nettobodenneuverteilung	-7	-7
Max		0,4	0,9	
Min		-2	-2	
Auftragsbereich		0,4	1,0	
Abtragsbereich		0,2-1,5	0,02-1,6	

a)



b)



c)

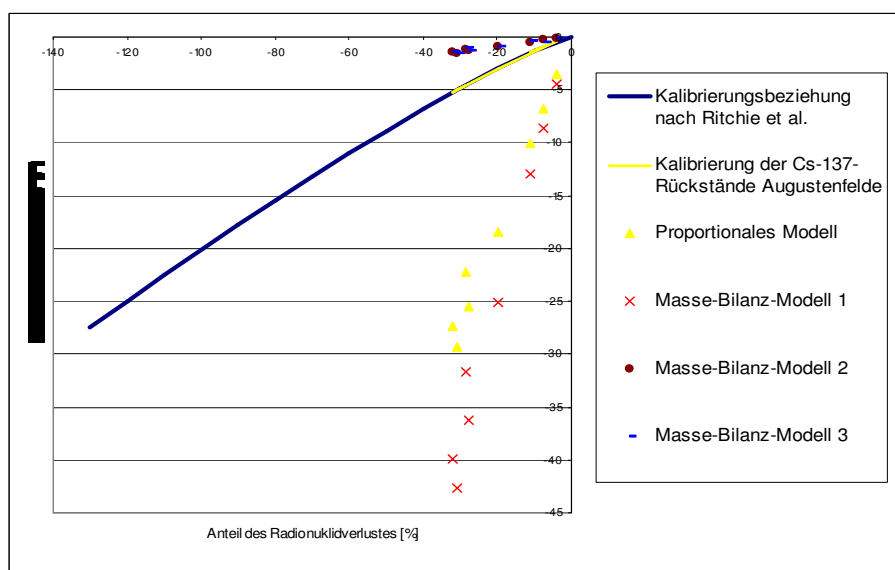


Abb. 54: Beziehung zwischen dem Cs-137-Verlust (Rückstand in %) und dem Gesamtbodenverlust
a) Basedow b) Holzendorf c) Augustenfelde

Für den Standort Basedow liegt die Nettobodenneuverteilungsrate, die mit dem Masse-Bilanz-Modell 2 ermittelt wurde, 83 % unter der des Masse-Bilanz-Modells 3, wobei die Maximalwerte und die Minimalwerte unterhalb derer des Masse-Bilanz-Modells 3 lagen.

Beim Vergleich des Teilabschnittes am Standort Holzendorf wurden Unterschiede in der Nettobodenneuverteilung zwischen den Modellen von 114 % berechnet, da hier mit dem Masse-Bilanz-Modell 2 ein Nettobodenauftrag und mit dem Masse-Bilanz-Modell 3 ein Nettobodenabtrag ermittelt wurde. Wie die Kalibrierungskurve zeigte, sind die Werte des Masse-Bilanz-Modells 2 für die Auswertung geeignet.

Am Standort Augustenfelde wurden mit dem Masse-Bilanz-Modell 2 und 3 gleich hohe Nettobodenneuverteilungsraten kalkuliert.

Es wird sichtbar, dass die Unterschiede der Berechnungen mit den beiden Modellen keine einheitliche Tendenz aufweisen und standortabhängig sind.

Große Unterschiede treten bei den Steilcatenen mit ihren stark reliefierten Hängen auf, während an dem lang gestreckten Hang der Flachcatena sich die Ergebnisse kaum unterscheiden.

Vor- und Nachteile der Modelle

Die Prozesse im Linear Proportionalen Modell sowie im Proportionalen Modell und im Masse-Bilanz-Modell 1 sind vereinfacht dargestellt. Die Folge ist die Überschätzungen der Neuverteilungsraten. Besonders an den Auftragspunkten sind diese Überschätzungen für die Proportionalen Modelle für die untersuchten Catenen der Jungmoränenlandschaft Nordostdeutschlands sichtbar, während auffällig hohe Bodenneuverteilungsraten mit dem Masse-Bilanz-Modell 1 an extremen Abtragspunkten kalkuliert wurden (Abb. 53).

Die besonders hohen Werte beim Linear Proportionalen Modell sind auf die großen Eindringtiefen des Cäsiums, die direkt in die Berechnung eingehen, zurückzuführen. Beim Masse-Bilanz-Modell 1 liegt die Ursache der hohen Werte im Bezug des Gesamtcäsiumfallouts auf das Jahr 1963.

Cs-137 wird nach dem Fallout zwischen zwei Bearbeitungsperioden auf bzw. nahe der Oberfläche akkumuliert. Oberflächenerosion kann zu einer Verlagerung des Cs-137 vor der Vermischung mit der Bearbeitungsschicht führen. Dieser Prozess ist im Proportionalen Modell nicht berücksichtigt (WALLING UND QUINE, 1990A). Je höher der Cs-137-Verlust ist, um so größer werden die Abweichungen.

Nach SUTHERLAND (1992) können Überschätzungen des Nettobodenverlustes oder –auftrages bei der Anwendung des Proportionalen Modells auch dadurch zustande kommen, dass möglicherweise eine ungleichmäßige Mischung des Cs-137 in der Pflugschicht an einem Untersuchungsstandort gegeben ist. Die Tiefenverteilungen des Cs-137 der einzelnen Profile auf den Ackerflächen der drei Untersuchungsstandorte zeigen jedoch, dass hier eine gleichmäßige Verteilung in der jeweiligen Pflugschicht gegeben ist.

Bereits das einfache Masse-Bilanz-Modell 1 liefert eine realistischere Repräsentation der Beziehung zwischen dem Erosionsprozess und dem Cäsium im Boden. Untersuchungen von WISE (1980) zeigten, dass ein signifikanter Anteil des Cs-137-Fallouts an der Bodenoberfläche in Verbindung mit erodierenden Bodenpartikeln vor der Einarbeitung in die Pflugschicht verlagert werden kann. Ist das der Fall, kommt es bei dem Masse-Bilanz-Modell 1 zu einer Überschätzung der Erosionsraten (s. Abb. 53).

Die Masse-Bilanz-Modelle haben den Vorteil, dass zunehmend Informationen der örtlichen Bedingungen, wie z.B. die Pflugtiefe, in die Berechnung eingehen. Die in den Modellen gegebene Beziehung kann jedoch nur auf Standorten angewendet werden, die eine gleiche Pflugtiefe und Lagerungsdichte der Pflugzone aufweisen. Die Mittelwerte der Pflugtiefen und Lagerungsdichten der einzelnen untersuchten Punkte am jeweiligen Transekt sind in Tab. 39 zusammengestellt. Während die Pflugtiefen, bedingt durch die Hangpositionen, stärker voneinander abweichen, sind die Lagerungsdichten in der Pflugschicht nahezu gleich.

Tab. 43: Mittelwerte der Pflugtiefen und Lagerungsdichten der untersuchten Standorte

Standort	CT I Basedow	CT IV Holzendorf	CT III Augustenfelde
Pflugtiefe			
Mittelwert [cm]	25	33	31
Standardabweichung	5	6	4
Variationskoeffizient [%]	19	17	14
Lagerungsdichte			
Mittelwert [g cm^{-3}]	1,47	1,49	1,48
Standardabweichung	0	0	0
Variationskoeffizient [%]	5	5	3

Nachteilig bei den Masse-Bilanz-Modellen ist, dass die Entfernung der obersten Bodenschicht und des daran gebundene Cs-137 durch Wassererosion abstrahiert dargestellt wird. Es wird davon ausgegangen, dass Erosion zu einer gleichförmigen Entfernung von Boden an der Oberfläche führt. Dies ist in der Realität nicht möglich, da die Erosion räumlich variiert und dort, wo Rillenerosion auftritt, können kleinflächig signifikante Unterschiede in den Erosionstiefen auftreten (WALLING UND QUINE, 1990A). Dieser Faktor ist unwesentlich, wenn angenommen wird, dass das Cs-137 gleichförmig in der Pflugschicht verteilt ist. Beträchtliche Bedeutung nimmt es jedoch an, wenn eine oberflächige Anreicherungsschicht vorhanden ist. Eine räumliche Variabilität der Wassererosion könnte eine Zunahme der Unterschätzung der Erosionsraten zur Folge haben, da die mittlere Cs-137-Konzentration an der Bodenoberfläche der gleichförmigen Schicht größer ist als die Schicht mit demselben Volumen mit unterschiedlicher Tiefe.

Die Anwendbarkeit der Modelle, basierend auf der Cs-137 Technik, sind nach BELYAEV ET AL. (2005) begrenzt auf Standorte, wo flächenhafte oder flache Rillenerosion dominieren.

Unterschiede zwischen den einfachen Modellen können auch auftreten, wenn extreme Fall-out-Ereignisse vorkommen und diesen Ereignissen eine Periode folgt, in der eine signifikante Menge des Fallouts an der Bodenoberfläche vor der Einarbeitung in den Boden akkumuliert wird. Hier kann es zum Verlust größerer Anteile des Falloutinputs kommen als erwartet. Dies kann wiederum im Vergleich zu der Berechnung mit dem Proportionalen Modell, welches annimmt, dass der Cs-Fallout gleichförmig in der Pflugschicht verteilt ist, zu einer niedrigeren Erosionsrate führen (EDWARDS, 1980).

Zu beachten ist auch, dass der Eintrag infolge des Reaktorunfalls von Tschernobyl zu einer beträchtlichen Menge an Cs-137 innerhalb einer kurzen Zeit führte, so dass keine direkte Analogie zum Eintrag infolge des Waffenfallouts besteht, der die Grundlage der Berechnungen mit den Masse-Bilanz-Modellen darstellt.

Abschließend kann zusammenfassend festgestellt werden, dass die Bestimmung der Erosionsraten unter Nutzung des gemessenen Cäsiumgehaltes entsprechend der genutzten Modelle um Größenordnungen variieren. Variationen sind zum einen den lokalen Bedingungen zuzuschreiben. Hier haben unterschiedliche Bearbeitungsmethoden und die unterschiedlichen Pflugtiefen Einfluss. Weiterhin kann die Rate des Bodenverlustes infolge des Anteils des Cs-137-Verlustes durch die Flächen- und Rillenerosion entsprechend der relativen Bedeutung an dem jeweiligen Standort variieren.

Die Masse-Bilanz-Modelle 2 und 3 berücksichtigen diesen Einfluss durch die Eingabe des Faktors Gamma.

Unter Beachtung der möglichen Einschränkungen, die alle Anwender der Masse-Bilanz-Modelle betreffen und die demzufolge auch in den Werten aus der Literatur enthalten sind, sind die Bodenneuverteilungsraten für die untersuchten Catenen ermittelt mit den Masse-Bilanz-Modellen 2 und 3 plausibel und spiegeln die Prozesse und deren Umfang wider. Mit Hilfe der Kalibrierungskurve konnte dies bestätigt werden.

Die Ergebnisse an den untersuchten Catenen bewegen sich im Rahmen vergleichbarer Böden anderer Standorte. Demzufolge sind die Bodenneuverteilungsraten berechnet mit den Masse-Bilanz-Modellen 2 und 3 für die Einschätzung der Standorte heranzuziehen.

5.5 Analyse der an den Beispielhängen abgelaufenen Verlagerungsprozesse

5.5.1 Charakterisierung der Wassererosion für das Untersuchungsgebiet

Um nachfolgend den Anteil der Wassererosion an der Gesamtbodenverlagerung im Untersuchungsgebiet einschätzen zu können, wurden Niederschlagscharakteristik und Bodenabträge ausgewertet.

Im langjährigen Mittel traten an der Messstation Dedelow (nahe der Standorte Basedow und Holzendorf) die meisten erosiven Niederschläge im Juni, Juli und September auf, wobei stark erosive Niederschläge im Juli dominierten.

Durchschnittlich traten 12 Starkregen ($P \geq 10 \text{ mm}$, $I_{30} \geq 10 \text{ mm h}^{-1}$) auf. Diese schwankten zwischen 8 (1992) und 19 Niederschlägen im Jahr 1993, dem Jahr, in dem die höchste Niederschlagsmenge gemessen wurde (629 mm).

Die Niederschlagssummen bestätigen das verstärkte Vorkommen erosiver Niederschläge im Juli und September, aber auch die Monate Mai und Juni sowie Februar zeigen hohe mittlere Niederschlagssummen für den Raum Dedelow, wobei im Februar besonders stark erosive Niederschläge vorkommen.

Bodenabtragsmessungen erfolgten im Zeitraum 14.06.1982 bis 20.11.1996 auf einem Erosionsmessfeld in Dedelow.

Hier wurden Oberflächenabfluss und Bodenabträge sowie die Niederschlagshöhe und –intensität langjährig erfasst. Die Auswertung der Messergebnisse erfolgte zu verschiedenen Prüfgliedern: Wintergetreide, Mais mit verschiedener Bodenbearbeitung, Ackerfutterpflanzen, Dauerbrache.

Die Auswertung ergab, dass entsprechend des langjährigen Mittelwertes der höchsten stark erosiven Niederschlagsmenge im Monat Juli der Bodenabtrag im langjährigen Mittel mit $9 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ am höchsten war und weit über den Werten der anderen Monate lag.

Der mittlere gemessene Bodenabtrag für den gesamten Versuchszeitraum betrug $1,5 \pm 2,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die einzelnen Plots mit ihren unterschiedlichen Fruchtarten wiesen unterschiedlich hohe Bodenabträge auf. Die Schwarzbrache ergab den höchsten Bodenabtrag, Wintergetreide (Winterroggen) ergab den geringsten Bodenabtrag.

Um die Bodenneuverteilerungsrate infolge der Wassererosion einschätzen zu können und mit den Modellergebnissen des Masse-Bilanz-Modells 3 vergleichbar zu machen, fand der Mittelwert des Bodenabtrages für die Jahre 1982-1996 Anwendung. Es wurden die Mittelwerte des Bodenabtrages für jeden Plot und Monat bestimmt.

Die Ergebnisse der Modellrechnung beziehen sich auf einen Zeitraum von 49 bzw. 50 Jahren und bilden somit ebenfalls einen Durchschnittswert über die in diesem Zeitraum vorhandenen unterschiedlichen Bedingungen.

Für die Jahre 1982-1996 ergibt sich eine mittlere jährliche Bodenabtragsrate für das Untersuchungsgebiet von $1,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Auf die einzelnen Standorte Basedow, Holzendorf und Augustenfelde wurden die Abtragsraten entsprechend der vorhandenen Anbaufolge übertragen.

Entsprechend des unterschiedlichen Anbaus ergaben sich für die einzelnen Untersuchungsstandorte jährliche Bodenabtragsraten durch Wassererosion: für Basedow ca. $0,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Holzendorf ca. $1,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und Augustenfelde ca. $0,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Die Bodenverlagerung infolge von Wassererosion war in der untersuchten Region relativ niedrig.

5.5.2 Modellrechnungen zur Wassererosion

Die Neuverteilungsraten infolge von Wassererosion berechnet mit dem Masse-Bilanz-Modell 3 sind in Tab. 44 zusammengefasst.

Zum Vergleich erfolgte die Berechnung des Nettoabtrages mit dem Erosionsmodell E3D (SCHMIDT ET AL., 1996) für die Standorte Basedow und Holzendorf.

Tab. 44: Bodenneuverteilungsraten infolge von Wassererosion berechnet mit dem Masse-Bilanz-Modell 3 (M-B-M 3) und dem Wassererosionsmodell E3D

Profil	Basedow		Holzendorf		Augustenfelde	
	Neuverteilungs- rate infolge von Wassererosion (M-B-M 3)	Nettoabtrag E3D*	Neuverteilungs- rate infolge von Wassererosion (M-B-M 3)	Nettoabtrag E3D*	Neuverteilungs- rate infolge von Wassererosion (M-B-M 3)	Nettoabtrag E3D*
	[kg m ⁻² a ⁻¹]	[kg m ⁻² a ⁻¹]	[kg m ⁻² a ⁻¹]	[kg m ⁻² a ⁻¹]	[kg m ⁻² a ⁻¹]	[kg m ⁻² a ⁻¹]
1	0,7	-0,3			0,0	
2	-3,5	-0,3			-0,6	
3	0,4	-0,6			-0,1	
4	-0,8	-0,6			-0,9	
5	0,0	-0,6			-1,3	
6	0,0	-0,6	-40,8	-1,1	-1,4	
7	-0,4	-0,3	-21,0	-1,2	-1,4	
8	0,0	-0,3	-15,2	-1,2	-1,2	
9	-0,7	-0,2	0,0	-1,3	-8,8	
10	-0,5	-0,2	-1,8	-1,3	0,8	
11	0,0	-0,3	0,0	-1,3		
12	0,0	-0,2	-0,8	-1,1		
13	0,0	-0,2	0,0	-1,0		
16	2,7	-0,2				
17	1,2	-0,2				
Summe	-0,8	-4,9	-79,7	-9,4	-14,8	
Summe Abtrag	-5,8	-1,8	-38,0	-4,9	-15,6	
MW Abtrag [kg m ⁻² a ⁻¹]	-1,0	-0,3	-10,0	-1,2	-1,7	
MW Abtrag [t ha ⁻¹ a ⁻¹]	-9,7	-3,2	-99,6	-11,8	-17,4	

*Differenz zwischen Sedimentaustrag und –eintrag im Zelleinzugsgebiet

Für Basedow wurde im Mittel mit dem Modell E3D ein Bodenabtrag von 3,2 t ha⁻¹ a⁻¹ und für Holzendorf von 11,8 t ha⁻¹ a⁻¹ kalkuliert.

Damit liegen die mit dem Wassererosionsmodell E3D berechneten Abträge um ein Vielfaches unter den Abtragswerten des Masse-Bilanz-Modells 3.

Für den Standort Augustenfelde liegen die Bodenabträge, die mit dem Masse-Bilanz-Modell 3 berechnet wurden bei 17,4 t ha⁻¹ a⁻¹.

Die Abtragsmessungen vom Versuch Dedelow liegen weit unter den Modellergebnissen und sind nicht übertragbar.

5.5.3 Standortvergleich hinsichtlich des Verlagerungsmusters und der Boden-neuverteilungsraten

In Tab. 45 sind die einzelnen Ergebnisse, abgeleitet aus den gemessenen spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten, für die drei ausgewählten Standorte sowie die zusammenfassende statistische Auswertung für die Referenz- und Ackerflächen dargestellt.

Tab. 45: Zusammenstellung der Untersuchungsergebnisse der Cäsium-137-Messungen für die einzelnen Standorte sowie deren statistische Auswertung

Standort	CT I Basedow	CT IV Holzendorf	CT III Augustenfelde
Referenzflächen (RF)			
Bodenart (bezogen auf 0-60 cm Bodentiefe)	Su2 / Us	Ss / SI3 / SI4	SI3 / SI4
TRD [g cm ⁻³]	1,12	1,50	1,39
Cs-137-Aktivität (Mittelwert) [Bq/kg TM]	14	7	11
Cs-137-Gehalt (Mittelwert) [Bq m ⁻²]	3931	3583	5419
Tiefe [cm], bis zu der Cs-137 nachweisbar war	30-45	20-60	30-60
Standardfehler des Mittelwertes [Bq m ⁻²]	61	1071	103
Variationskoeffizient [%]	15	30	19
Ackerfläche			
Bodenart	SI2	SI4	SI4
Cs-137-Gehalt (Mittelwert) [Bq m ⁻²]	3933	4464	4093
Standardfehler des Mittelwertes [Bq m ⁻²]	1325	978	1440
Variationskoeffizient [%]	34	22	35
Summe der negativen Rückstände [mBq cm ⁻²]	747	69	1363
Summe der positiven Rückstände [mBq cm ⁻²]	749	1455	37
prozentualer Anteil der Wiederablagerung [%]	100	2100	3
Anteil von Bereichen mit geringer Bodenbewegung (Cs-137-Rückstand 0±50mBq cm ⁻²) [%]	5	9	7

Referenzflächen

Die gemessenen mittleren Cäsium-137-Aktivitäten der Referenzflächen waren unterschiedlich hoch, gleiches gilt für die Trockenrohdichten der Standorte. Um Standorte vergleichen zu können, bezieht man sich daher auf den Cäsium-137-Gehalt.

Der Standort Augustenfelde, der sich in größerer Entfernung zu den anderen beiden Standorten befindet, hat mit 5419 Bq m⁻² die höchsten Gehalte und liegt über den für Norddeutschland angegebenen Werten.

Die benachbarten Standorte Basedow und Holzendorf weisen ähnliche Cäsium-137-Gehalte auf, die im Bereich der in der Literatur angegebenen Werte liegen (1520-4370 Bq m⁻² GIANI ET AL., 1987).

Untersuchungen von KRUSE-IRMER UND GIANI in Bayern (2003) zeigten, dass in Mineralböden 85-98 % des gesamten Cs-137 in den obersten 10 cm-Schichten gemessen wurde.

Für die untersuchten Standorte im Jungmoränengebiet treten die höchsten Anteile des Cs-137 in der Bodenschicht 0-15 cm auf. In Basedow sind in dieser Tiefe zwischen 93 und

98 %, in Holzendorf zwischen 75 und 98 % und in Augustenfelde zwischen 57 und 79 % des Cs-137 der gesamten Tiefe gemessen worden.

Die Böden des Untersuchungsgebietes unterscheiden sich im Tongehalt. Trotzdem wurde ein ähnliches vertikales Cs-137-Verteilungsmuster in den Referenzflächen gefunden, mit der größten Tiefenverteilung im tonreichsten Boden in Augustenfelde. Die geringere Tiefe, bis zu welcher Cäsium am sandigen Standort Basedow nachweisbar war, ist auf das geringere Bindungsvermögen und eine höhere Infiltration zum Zeitpunkt des Eintrages aus der Atmosphäre zurückzuführen.

Die Unterschiede der Cs-137-Gehalte zwischen den Referenzflächen eines Standortes waren in Holzendorf am größten (Variationskoeffizient 30 %). Ursache waren die Unterschiede in der Bodenart zwischen den Referenzflächen.

Ackerflächen

Betrachtet man die Ergebnisse der Ackerfläche, so wird sichtbar, dass an der Flachcatena in Augustenfelde mit einem gestreckten Hang von 200 m Länge die negativen Rückstände am höchsten sind, während an der Steilcatena von Holzendorf die positiven Rückstände überwiegen. An der Steilcatena Basedow sind die negativen und positiven Rückstände nahezu ausgeglichen. Hier wird demzufolge der abgetragene Boden innerhalb des untersuchten Transekts wieder abgelagert (Wiederablagerung 100 %).

Der Anteil von Bereichen ohne einen klaren Hinweis auf Erosion oder Deposition (Cs-Rückstände von -50 bis $+50 \text{ mBq cm}^{-2}$) ist in Basedow gering, was nach Untersuchungen von WALLING UND QUINE (1991) ein Hinweis auf die starke Beziehung zwischen Topographie und Cs-137-Rückständen ist.

Die enge Beziehung zwischen Topographie und Cs-Rückständen zeigt sich darin, dass an allen abfallenden Hangabschnitten innerhalb des Feldes ein negativer Rückstand über 50 mBq cm^{-2} vorhanden ist (WALLING U. QUINE, 1990).

Auf dem sandigen Standort Basedow weisen ebenfalls alle abfallenden Hangabschnitte negative Rückstände über 50 mBq cm^{-2} auf.

Den Zusammenhang, dass die Verlagerung durch die Bearbeitung besonderes auf Sandböden und lehmigen Sandböden stark an die Topographie gebunden ist, zeigten Experimente von GOVERS ET AL. (1994A) und VAN OOST ET AL. (2003).

Ein typisches räumliches Muster der Neuverteilung, das für das Vorkommen von Bearbeitungserosion spricht, zeichnet sich durch negative Werte am Top und Oberhang und positive Werte am Hangfuß und in Senken aus. Dieses Muster wurde am Standort Basedow nachgewiesen.

Auf den lehmigeren Böden des Standortes Holzendorf ist keine so deutliche Beziehung zwischen der Topographie und den Cäsium-137-Rückständen feststellbar. Zwar liegen auch hier die Akkumulationsbereiche deutlich an den niedrigsten Positionen, eine klare Beziehung der negativen Rückstände zur Topographie ist jedoch nicht vorhanden. Ausgeprägte Abtragsbereiche sind am Transekt nicht zu finden. Das relativ niedrige Niveau der Cs-137-Rückstände an den Ober- und Mittelhängen ist das dominierende Merkmal des Musters.

Geringere prozentuale Verluste von Cäsium-137 und höhere prozentuale Depositionen weisen auf die relative Stabilität eines Standortes hin (WALLING U. QUINE, 1991).

Nach WALLING UND QUINE (1990) ist bei lehmigeren Böden die starke Abhängigkeit zur Topographie nicht zu finden.

Die Umverteilungen von Cs-137 ist weniger umfangreich. Hohe Anteile weisen auf kleine Bodenbewegungen hin (Cs-Rückstände von -50 bis $+50 \text{ mBq cm}^{-2}$). Das ist am Transekt Holzendorf ebenfalls der Fall.

Typisch für Lehm Böden ist auch, dass erodierter Boden größtenteils im Feld bleibt. Das würde zum Teil den hohen Anteil von positiven Cs-137-Rückständen in der Senke erklären.

Zum anderen ist zu berücksichtigen, dass die Senke des untersuchten Hangtransekts in einem Talweg liegt. Besonders bei der Interpretation der Ergebnisse von Holzendorf ist daher zu beachten, dass bei der Untersuchung ein zweidimensionaler Ausschnitt des Geländes betrachtet wurde, der die in der Natur ablaufenden dreidimensionalen Prozesse nicht vollständig erfassen kann.

Eine direkte Bilanzierung des betrachteten Hangabschnittes ist somit nicht möglich. Begründet durch die geringen Abtragsraten wird davon ausgegangen, dass die Aufträge nicht nur vom Transekt selber kommen, sondern von der umliegenden Fläche.

Am Standort Augustenfelde wurden höhere prozentuale Verluste von Cäsium-137 und geringere prozentuale Cs-137-Zunahmen bestimmt. Ursache ist die am Standort vorhandene lang gestreckte Hangform und die daraus resultierende Dominanz der Wassererosion.

Die Aussagen von WALLING UND QUINE (1990, 1991) treffen hier, trotz der ähnlichen Bodenverhältnisse wie am Standort Holzendorf, deshalb nicht zu.

Höchste Cs-137-Verluste wurden von BATTISTON ET AL. (1987), KACHANOSKI ET AL. (1992), LOBB ET AL. (1995) und KACHANOSKI UND CARTER (1999) für verschiedene Landschaften an den Oberhangpositionen bestimmt. Diese Cs-137-Verluste waren deutlich auf Bearbeitungserosion zurückzuführen.

In den Senken stehen bezeichnend für Bodenauftrag die höchsten Cs-137-Werte. Tiefe A-Horizonte und ein Überschuss an Cs-137 sind ein klarer Hinweis auf örtlich hohe Bodendepositionsraten (HECKRATH ET AL., 2005).

Die Ablagerungen (hohe Cs-137-Werte) sind an den Untersuchungsstandorten vorwiegend in den ausgeprägten Senken zu finden.

Cs-137-Verluste kommen an den Oberhangpositionen und konvexen Hangabschnitten vor. Da Verluste als Folge der Wassererosion von der zunehmenden Hanglänge abhängen, sind demzufolge die Cs-137-Verluste am Oberhang und an den konvexen Hangabschnitten für die Untersuchungsstandorte die Folge der Verlagerung der Bearbeitung.

Die hohen Cs-137-Verluste an lang gestreckten Hängen sind am Standort Basedow und Augustenfelde auffällig (Kap. 5.3.5 Abb. 43 u. 47). Hier nimmt die Verlagerung infolge der Wassererosion zu.

Textuelle Unterschiede können den Einfluss der Topographie auf die Erosion beeinflussen (QUINE U. WALLING, 1993).

Zu beachten ist auch, dass die Abtragung des Cs-137 langsam verläuft und unter Umständen nicht kontinuierlich ist. Sie erfasst nicht zwangsläufig die gesamte Schicht, die das Cs-137 enthält. Dadurch können Mischungsprozesse im Ackerboden Cs-137 auch noch während des Abtragsvorganges in die Tiefe transportieren (GEYH U. SUCKOW, Gutachten NLFb).

Bodenneuverteilungsraten

In Tab. 46 werden die Bodenneuverteilungsraten, berechnet mit den Masse-Bilanz-Modellen 2 und 3 der einzelnen Standorte verglichen.

Die größte Nettobodenneuverteilung wurde für den Standort Holzendorf (Steilcatena der lehmigen Grundmoräne mit vorwiegend anhydromorphen Böden) ermittelt.

Hier wurde mit dem Masse-Bilanz-Modell 2 ein Nettobodenauftrag bestimmt. Die Betrachtung des Musters des Ab- und Auftrages dieses Hanges hat einen hohen Anteil an Auftragsbereichen ergeben, der die Ergebnisse des Masse-Bilanz-Modells 2 untermauert.

Die Berechnungen mit dem Masse-Bilanz-Modell 3 spiegeln dieses Ergebnis nicht wider. Hier erhält man einen Nettobodenabtrag, der sich aus einem hohen Abtrag sowohl durch die Bearbeitungs- als auch die Wassererosion auszeichnet, während Bodenauftrag nur infolge von Bearbeitung stattfindet. Es ist noch einmal auf die bereits diskutierte Besonderheit

hinzuweisen, dass sich die untersuchte Senke innerhalb des betrachteten Transekts in einem Talweg befindet. Die Auswahl dieses Transektes als repräsentativer Hang für den Catenatyp IV ist somit nicht gegeben, so dass die Ergebnisse nicht verallgemeinert werden können.

Für den Standort Augustenfelde (Flachcatena der mäßig bis schwach übersandeten Grundmoränen mit vorwiegend anhydromorphen Böden) wurde Nettobodenabtrag als Folge des hohen Anteils des Abtrages infolge von Oberflächenabfluss (M-B-M 3) am Transekt berechnet.

Dies ist auf den lang gestreckten Hang zurückzuführen, der für diesen Catenatyp typisch ist.

Die Bodenverlagerungen (Ab- und Auftrag) infolge von Bearbeitungserosion liegen unter denen der Wassererosion, so dass für diesen Catenatyp die Wassererosion der entscheidende Prozess ist.

Die geringste Nettobodenneuverteilung in Form eines Nettobodenabtrages wurde am Standort Basedow (Steilcatena der Sand-Hügel und Hänge mit vorwiegend anhydromorphen Böden) kalkuliert.

An dieser Catena spielen sowohl die Verlagerungsprozesse infolge der Bearbeitung als auch des Oberflächenabflusses eine Rolle, wobei hier für beide Prozesse die Ab- und Aufträge nahezu ausgeglichen sind. Die mittleren Bodenneuverteilungsraten sind am geringsten.

Tab. 46: Bodenneuverteilung der einzelnen Standorte (berechnet mit den Masse-Bilanz-Modellen 2 und 3)

Standort	CT I Basedow	CT IV Holzendorf	CT III Augustenfelde
Masse-Bilanz-Modell 2			
Nettobodenneuverteilung [kg m ⁻² a ⁻¹]	-0,6	10,2	-6,8
Mittlere Boden- neuverteilungsrate (Median) [kg m ⁻² a ⁻¹]	-0,1	1,5	-0,9
Bereich [kg m ⁻² a ⁻¹]	-3,4 bis +2,63	-0,47 bis +2,54	-1,51 bis + 0,40
Masse-Bilanz-Modell 3			
Nettobodenneuverteilung [kg m ⁻² a ⁻¹]	-6,4	-75,7	-6,5
Mittlere Boden- neuverteilungsrate (Median) [kg m ⁻² a ⁻¹]	-0,7	-12,0	-0,9
Bereich [kg m ⁻² a ⁻¹]	-6,3 bis +0,7	-22,4 bis +12,8	-8,7 bis +0,9
Neuverteilungsrate infolge von Bearbeitungserosion [kg m ⁻² a ⁻¹]	-5,6	4,0	-0,5
Bodenabtrag infolge von Bearbeitungserosion [kg m ⁻² a ⁻¹]	0,01-6,3	4,3-22,4	0,04-0,5
Bodenauftrag infolge von Bearbeitungserosion [kg m ⁻² a ⁻¹]	0,02-6,0	1,4-35,8	0,06-0,2
Neuverteilungsrate infolge von Wassererosion [kg m ⁻² a ⁻¹]	-0,8	-79,7	-14,8
Bodenabtrag infolge von Wassererosion [kg m ⁻² a ⁻¹]	0,4-3,5	0,8-40,8	0,09-1,4
Bodenauftrag infolge von Wassererosion [kg m ⁻² a ⁻¹]	0,01-2,7	0,0	0,8

5.5.4 Einordnung der Bodenneuverteilungsraten der Untersuchungsstandorte

Gesamtbodenverlagerung

In Tab. 47 sind Nettobodenabträge anderer Standorte zusammengestellt.

Die Bedingungen der einzelnen Standorte (Bodenart, Topographie, Anbau, Bearbeitung) und die Berechnungen der Nettobodenabtragsraten sind unterschiedlich. Damit ist ein unmittelbarer Vergleich nicht gegeben. Dennoch erscheint eine Einordnung der Untersuchungsergebnisse der Catenen des Jungmoränengebietes möglich.

Tab. 47: Nettobodenabträge verschiedener Standorte

Untersuchungsgebiet	Land	Boden	Nettobodenabtrag [kg m ⁻² a ⁻¹]	Autor	Bemerkungen Anbau/Bearbeitung
Dalcoth Farm	Großbritannien	Sandboden	0,65 -7,2 - + 5,7	Walling, Quine (1991)	Ackerbau
Rufford Forset Farm	Großbritannien	Sandboden	1,06 -6,8 - +5,8	Walling, Quine (1990)	Ackerbau
Higher Farm	Großbritannien	kalkreicher Ton	0,31 -1,6 - +1,2	Walling, Quine (1991)	Ackerbau
Lewes	Großbritannien	Braun-Rendzina	-3,6 - +3,4	Walling, Quine (1991)	Ackerbau
Brook End Farm	Großbritannien	Tonboden	0,24	Walling, Quine (1990)	Ackerbau
Sakatchewan	Kanada	sandige Lehmböden	1	Kachanowski et al. (1984)	kontinuierlicher Futteranbau
			19		Kulturpflanzen- Brache-Rotation
Stavropol Hochland	Russland	Schwarzerde	0,55	Belyaev et al. (2005)	Getreide, Mais, Sonnenblumen
	Russland	Tschernosem	0,53		
Quebec	Kanada	keine Angaben vorhanden	0,9-2,7	Bernhardt, Laverdiere (1997)	Ackerbau
Quebec	Kanada		1-3,7		Ackerbau
Prince Edward Island (Atlantik-Region)	Ost-Kanada	Feinsand- sandiger Lehm	2,1	Kachanoski, Carter(1999)	Getreide/Gras
			3,8		Kartoffeln oder Reihenfeldfrüchte/ Getreide/Gras- Rotation
Guadalentin Becken	Südwest-Spanien	keine Angaben vorhanden	2,25-3,9 5,4-8,85	Poesen et al. (1997)	hangparallele Bearbeitung Bearbeitung hangabwärts und -aufwärts
Buenos Aires Farm (bei Carahue in den Coastal Mountains)	Chile	Ultisols (Typic Hapludult (WRB: HAPLIC ACRISOLS)	1,35 0,52	Schuller et al. (2004)	konventionelle Bewirtschaftung non-till Bewirtschaftung
Saeby (Nordjütland)	Dänemark	Cambisol/ Luvisol	1-1,04	Van Oost et al. (2005)	intensive Bewirtschaftung
Coombe Barton (Devon)	England	Cambisol	1-1,04		intensive Bewirtschaftung
Steilcatena der Sand-Hügel und Hänge mit überwiegend anhydromorphen Böden	Jungmoränenlandschaft Nordost-deutschlands	Sandboden	0,7 -6,34- +0,74	eigene Untersuchungen	intensive Bewirtschaftung
Flachcatena der mäßig bis schwach übersandeten Grundmoränen mit vorwiegend anhydromorphen Böden	Jungmoränenlandschaft Nordost-deutschlands	Sandlehme	0,9 -8,74 - +0,95	eigene Untersuchungen	intensive Bewirtschaftung

Der Sandstandort Basedow weist eine mittlere Bodenneuverteilungsraten von $-0,7 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (M-B-M 3) auf und liegt damit in dem Bereich der Nettobodenabträge, die von WALLING UND QUINE (1990, 1991) für Sandstandorte in Großbritannien ermittelt wurden ($-0,6$ bis $-1,1 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Die Bodenneuverteilungsraten, die sich für Basedow zwischen $-6,3$ bis $+0,7 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ bewegen, sind vergleichbar mit denen von Großbritannien.

Eine mittlere Bodenneuverteilungsrate von $-0,9 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ wurde für den sandigen Lehmstandort in Augustenfelde mit dem Masse-Bilanz-Modell 3 kalkuliert. Ein Vergleich mit den Nettobodenabträgen, die von KACHANOWSKI ET AL. (1984) und von KACHANOWSKI UND CARTER (1999) in Kanada für sandige Lehm Böden ermittelt wurden, zeigt, dass die errechneten Bodenneuverteilungsrate akzeptabel sind.

Damit wird deutlich, dass die durchgeführten Untersuchungen und Berechnungen auf die Jungmoränenstandorte Nordostdeutschlandes übertragbar sind.

Unterteilung der Bodenverlagerung in Bearbeitungs- und Wassererosion

Die Trennung der Gesamtbodenverlagerung in die Verlagerung infolge von Bearbeitungs-erosion und Wassererosion ist möglich. Es muss jedoch beachtet werden, dass sich beide Prozesse überlagern können, so dass die berechnete Gesamtbodenverlagerung in der Regel niedriger liegt als die gemessenen Raten (GOVERS, 2002).

Die Prozesse an den einzelnen Hangpositionen sind für die vier Standorte der Jungmoränenlandschaft in Tab. 48 dargestellt.

Tab. 48: Überwiegend am Hang ablaufende Bodenverlagerungsprozesse der ausgewählten Standorte

Standort	CT I Basedow	CT II Müncheberg*	CT IV Holzendorf	CT III Augustenfelde
Nettobodenneuverteilung [kg m ⁻² a ⁻¹]	-6	-26	-76	-7
Bodenabtrag infolge von Bearbeitungserosion [kg m ⁻² a ⁻¹]	-14	-10	-55	-1
Bodenauftrag infolge von Bearbeitungserosion [kg m ⁻² a ⁻¹]	9	4	59	0
Bodenabtrag infolge von Wassererosion [kg m ⁻² a ⁻¹]	-6	-25	-80	-7
Bodenauftrag infolge von Wassererosion [kg m ⁻² a ⁻¹]	5	3	0	1
Top	Bodenabtrag durch Bearbeitung	-	Bodenabtrag durch Bearbeitung	Bodenabtrag durch Bearbeitung
Oberhang	Bodenabtrag durch Bearbeitung und Wasser	Bodenabtrag durch Bearbeitung	Bodenabtrag durch Bearbeitung	Bodenabtrag durch Bearbeitung und Wasser
Mittelhang	Bodenabtrag durch Bearbeitung und Wasser	Bodenabtrag durch Bearbeitung und Wasser	Bodenabtrag und Bodenauftrag durch Bearbeitung	Bodenabtrag durch Wasser
Unterhang	Bodenabtrag durch Wasser, Bodenauftrag durch Bearbeitung	Bodenabtrag durch Wasser, Bodenauftrag durch Bearbeitung	Bodenabtrag durch Wasser	Bodenabtrag durch Wasser
Hangfuß bzw. Senke	Bodenauftrag durch Bearbeitung und Wasser	-	Bodenauftrag durch Bearbeitung und Bodenabtrag durch Wasser	Bodenauftrag durch Wasser

* nach Untersuchungen von Li (1999) in Müncheberg (ohne Top und Hangfuß)

Simulierte Bodenneuverteilungsrate 1954-1982 (Ackerland), abgeleitet aus einem Diffusionsmodell und einem Masse-Bilanz-Modell

Der Anteil der Verlagerung infolge von Bearbeitung an der Gesamtbodenverlagerung liegt am Standort Basedow bei 88 %. Der Anteil der Bodenerosion (Bodenverlust) infolge der Bearbeitung am Gesamtbodenverlust beträgt 68 %.

Vergleichend wurden von LOBB ET AL. (1999B) 70 %, QUINE ET AL. (1999) 80 % und VAN OOST ET AL. (2005) 80 % Verlust infolge von Bearbeitungserosion am Gesamtbodenverlust bestimmt.

Am Standort Holzendorf ist die Bodenneuverteilung durch die Bearbeitung etwa um ein Drittel höher als die der Bodenneuverteilung infolge von Wassererosion. Der Anteil des Bodenabtrages durch Wassererosion am Gesamtbodenabtrag beträgt jedoch 59 %.

Am Standort Augustenfelde wird die Verlagerung durch die Wassererosion bestimmt (93 % der Bodenverlagerungsprozesse). Hier ist der Anteil des Bodenverlustes infolge der Wassererosion mit 89 % am Gesamtbodenverlust hoch.

Vergleichend werden die Untersuchungen von LI (1999) am Standort Müncheberg (Catena-typ II) herangezogen.

Die Bearbeitungserosion bestimmt am Oberhang weitgehend das Muster der Gesamtbodenverlagerung. Das durchschnittliche Verhältnis der Bearbeitungsverlagerung zum Oberflächenabfluss durch Wasser an der Gesamtneuverteilung ist für die einzelnen Hangbereiche in Abb. 55 dargestellt.

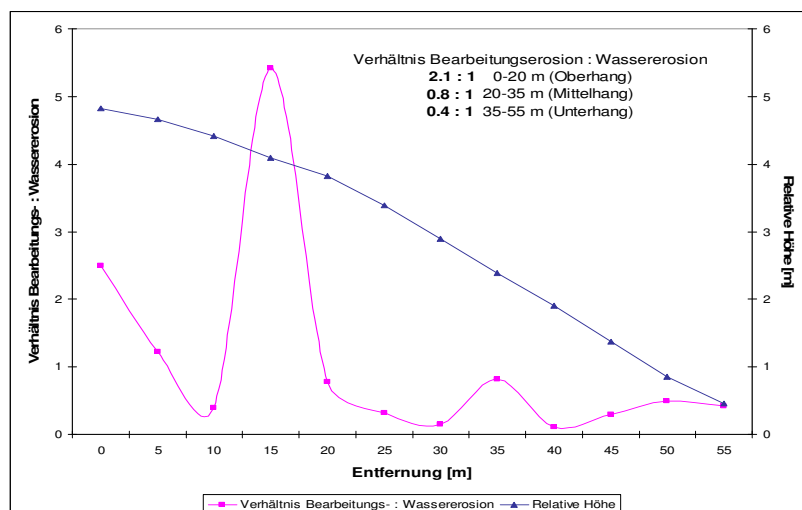


Abb. 55: Verhältnis der Bodenneuverteilung infolge von Bearbeitungs- und Wassererosion – Standort Müncheberg (Untersuchungszeitraum 1954-1982)

Tab. 49 belegt die Bearbeitungsverlagerung an den Untersuchungsstandorten.

Maximale Ablagerungen sind in den Senken (konkave Bereiche) kalkuliert worden. In Basedow wurden Werte von maximal $4,0 \text{ mm a}^{-1}$ und in Holzendorf $23,8 \text{ mm a}^{-1}$ bestimmt. Die maximalen Abträge sind an den Top-Positionen des jeweiligen Transekt zu finden. Der Bearbeitungsabtrag an den konvexen Bereichen liegt besonders bei den Standorten mit einem bewegteren Relief (Basedow und Holzendorf) über den in der Literatur angegebenen Werten (Werte für Westeuropa $5\text{-}20 \text{ mm a}^{-1}$ Bodenauftrag in konkaven Bereichen, $0,5\text{-}2 \text{ mm a}^{-1}$ Bodenabtrag an konvexen Bereichen (GOVERS, 2002)).

Durch die Bearbeitungserosion können die Bodeneigenschaften verändert werden, was wiederum einen Einfluss auf die Wassererosion hat (GOVERS, 2002). RATZKE U. FRIELINGHAUS (1992), QUINE ET AL. (1999), SCHUMACHER ET AL. (1999), KOSMAS ET AL. (2001) und VAN OOST ET AL. (2000) weisen auf die Beziehung zwischen der Bodenneuverteilung durch Bearbeitung und die Zunahme der Flächenheterogenität hin.

So kann es zu einer Änderung der Wassererosionsrate und des Musters kommen.

Tab. 49: Bodenverlagerungen infolge von Bearbeitungserosion in mm a^{-1}

Basedow		Müncheberg*		Holzendorf		Augustenfelde	
Profil	[mm a^{-1}]	Profil	[mm a^{-1}]	Profil	[mm a^{-1}]	Profil	[mm a^{-1}]
5 (Top)	-2,9	1 (OHA)	-1,3	13 (Top)	-8,0	1 (Top)	-0,3
6 (Top)	-4,2	2 (OHA)	-1,2	11 (OHA)	-14,9	2 (OHA)	0,1
4 (OHA)	-0,2	3 (OHA)	-0,5	12 (OHA)	-10,8	3 (OHA)	-0,1
9 (OHA)	-1,1	4 (OHA)	-0,6	9 (MHA)	8,5	4 (MHA)	0,0
10 (OHA)	-0,3	5 (OHA)	-1,4	10 (MHA)	-2,9	5 (MHA)	0,0
3 (MHA)	-0,1	6 (MHA)	-0,7	8 (UHA)	0,9	6 (MHA)	-0,1
7 (MHA)	-0,2	7 (MHA)	-0,1	6 (Senke)	23,8	7 (UHA)	-0,1
1 (UHA)	0,0	8 (MHA)	-0,3	7 (Senke)	5,9	8 (UHA)	0,1
2 (UHA)	0,0	9 (UHA)	-0,4			10 (Hangfuß)	0,1
13 (UHA)	0,5	10 (UHA)	0,4				
8 (Senke)	0,2	11 (UHA)	1,1				
12 (Senke)	4,0	12 (UHA)	1,0				
16 (Senke)	0,4						
17 (Senke)	0,8						
Abtrag							
Min	0,0		-0,1		-8,0		0,0
Max	-4,2		-1,3		-14,9		-0,3
MW	-1,1		-0,7		-9,1		-0,1
Auftrag							
Min	0,0		0,4		0,9		0,0
Max	4,0		1,1		23,8		0,1
MW	1,0		0,9		9,8		0,1

* Werte ohne Top und Hangfuß

5.5.5 Anwendbarkeit und Grenzen der Cs-Technik und der Modelle

Trotz der Übertragbarkeit der Cs-Methode und der Modellrechnungen gibt es eine Vielzahl von Faktoren, die Einfluss auf die Ergebnisse haben. Diese Einflüsse sind im Folgenden näher beschrieben.

Obwohl die Referenzflächen nach der Methodenvorschrift angelegt wurden, stellte sich bei der Interpretation der Ergebnisse heraus, dass ihre Anzahl zu gering für eine normale Zufallsgrößenverteilung war. Da jede Catena ihren eigenen Stoffhaushalt und eine ausgeprägte kleinflächige Heterogenität hat, sollte bei zukünftigen Untersuchungen eine größere Stichprobenanzahl als Referenz beachtet werden.

RITCHIE ET AL. (1974), CAMPBELL ET AL. (1986) und KACHANSOKI (1987) haben gezeigt, dass die Cs-137-Neuverteilung signifikant mit der Bodenverteilung korreliert.

Die Messung der gegenwärtigen Verteilung des Cs-137 liefert ein Mittel der quantifizierten Raten der Erosion und Deposition.

Die Größenordnung des Unterschiedes zwischen den gemessenen Cs-137-Flächenaktivitäten der Ackerfläche und den der Referenzflächen reflektiert direkt die Größenordnung der Erosions- und Depositionsraten konvertiert mittels der Modelle. Die abgeleiteten Erosions- und Depositionsraten beziehen sich auf die gesamte Periode zwischen dem Fallout-Input und dem Probenahmezeitpunkt (SCHULLER ET AL., 2004). Man erhält eine mittelfristige Erosionsrate, die die zeitliche Variabilität verbunden mit dem Regeninput und anderen Umwelteinflüssen integriert.

Diese Integration oder temporale Zusammenlegung stellt jedoch eine Einschränkung dar, da es nicht möglich ist, Änderungen der Erosionsraten, verbunden mit z. B. einer Änderung der Landnutzung oder der Wetterbedingungen, zu quantifizieren.

Verschiedene Eigenschaften, sowohl Boden- als auch prozessbedingte Eigenschaften, haben bei der Simulation der Cs-137-Neuverteilung mittels der Masse-Bilanz-Modelle unterschiedliche Bedeutung auf den Bearbeitungs- und Wassererosionsprozess.

Diese Eigenschaften unterscheiden sich markant für die einzelnen Bodenerosionsprozesse und sind daher von großer Bedeutung für die Cs-137-Neuverteilung. In Tab. 50 sind diese Eigenschaften aufgeführt.

Tab. 50: Unterschiede zwischen Bearbeitungs- und Wassererosion mit signifikantem Einfluss auf die Simulation der Cs-137-Neuverteilung (AUS QUINE ET AL., 1996)

Eigenschaft	Bearbeitungserosion	Wassererosion
Korngrößenzusammensetzung	nicht selektiv	Splash/Interrillenerosion: bevorzugte Bewegung des feinen Sediments Rillenerosion: nicht selektiv
Tiefe der Bodenschicht, die umgelagert wird	gesamte Pflugschicht	Splash/Interrillenerosion: bevorzugte Bewegung von der Oberfläche Rillenerosion: potentieller Einschnitt innerhalb/unterhalb der Pflugschicht
Räumliche Verteilung		
Oberhang	Abtrag	geringer Abtrag
Konvexe Hangabschnitte (geringer Hanglänge)	Abtrag	geringer Abtrag
Lineare steile Hänge	geringer Abtrag	hoher Abtrag
Konkave Hangabschnitte	Auftrag	hoher Abtrag, Auftrag
Unterhang	Auftrag	Auftrag

Die Korngrößenzusammensetzung hat eine große Bedeutung, da das Cäsium-137 sich bevorzugt an die feinen Bodenteilchen adsorbiert.

Unter den meisten Bedingungen führt die Mischung der Pflugschicht zu einem einheitlichen Cs-137-Gehalt im Boden und ist somit für die Neuverteilung infolge der Wasser- und der Bearbeitungserosion von gleichem Gehalt.

Es gibt zwei Ausnahmen. Die erste ist das Einsetzen der Wassererosion während des atmosphärischen Fallouts. Hier kommt es zu einer ungleichmäßigen Tiefenverteilung, da das Cäsium des Fallouts sich zwischen zwei Bearbeitungsereignissen an der Bodenoberfläche ablagert und konzentriert. In diesem Zeitraum wird die Oberflächenerosion durch Wasser mit einem höheren Cs-137-Gehalt verbunden sein als die Bodenneuverteilung infolge der Bearbeitung.

Die zweite Ausnahme bezieht sich auf die Tiefe der Rillenerosion bezogen auf die Pflugtiefe. Überschreitet die Tiefe der Rillenerosion die Tiefe der Pflugschicht, so wird der Cs-137-Gehalt des durch Wassererosion erodierten Bodens von dem Cs-137-Gehalt der Pflugschicht als auch des Bodens unterhalb der Pflugschicht abhängen. Dieser Gehalt des Bodens unterhalb der Pflugschicht kann, entsprechend der Lage am Hang, von 0 bis zum Mehrfachen der Pflugschicht variieren. Im Gegensatz dazu gibt der Cs-137-Gehalt der Bodenneuverteilung infolge der Bearbeitungserosion den Cs-137-Gehalt der Pflugschicht wieder.

Weiterhin basiert die Genauigkeit der Schätzung der Neuverteilungsraten auf den geschätzten Cs-137-Änderungen, die von der Messgenauigkeit des im Boden gefundenen Cs-137 abhängen, als auch von der räumlichen Variabilität und den Fehlern bei der Probenahme (KACHANOSKI ET AL., 1984).

Signifikante Fehler bei der Messgenauigkeit des Cäsiums können für die untersuchten Standorte ausgeschlossen werden.

Alle Proben eines Standortes wurden im selben Detektor gemessen, so dass ein systematischer Fehler (Messunsicherheit des Kalibrierstandards, Messunsicherheit der Effizienzkalibrierung) auszuschließen ist. Zur Verifizierung der Ergebnisse wurden ca. 25 % der Bodenproben einer Doppelbestimmung mit einem GEM-Detektor unterzogen.

Die Angabe der Messunsicherheit für jede einzelne gemessene Bodenprobe eines jeweiligen Profils erfolgt gemäß DIN 1319 mit einem Vertrauensniveau $1 - \alpha = 95 \%$. Seitens der Softwarehersteller wird in der Regel der statistische Messfehler zum Messwert mitgeliefert.

Die systematischen Fehler

- Messunsicherheit der Einwaage und
- Messunsicherheit der Bestimmung der Füllhöhe im Messgefäß (Geometrie)

sind bezogen auf die anderen systematischen Fehler im Allgemeinen vernachlässigbar klein.

Somit bleibt als einziger zu berücksichtigender systematischer Fehler bei der Gesamtbetrachtung der Beitrag der Inhomogenität des Probematerials übrig. Dieser Beitrag wird auf 3 % geschätzt.

Der statistische Fehler beträgt für Cs-137-Aktivitäten bis zu 1 Bq/kg TM kleiner 5 %. Spezifische Cs-137-Aktivitäten unterhalb von 1 Bq/kg TM tragen nur noch vernachlässigbar zur Gesamtaktivität des Cs-137 innerhalb eines Profils bei, so dass die Unsicherheit bei der Bewertung der Gesamtbilanz des Cs-137 bezogen auf die jeweilige Catena maximal 5 % beträgt.

In der Literatur werden weitere Einschränkungen der Cs-Technik aufgeführt.

Die Methode der Cs-Beprobung nutzt Punktmessungen von Cs-137 innerhalb einer Landschaft und setzt voraus, dass der Boden an einem gegebenen Punkt die gleiche Masse und Cäsiumkonzentration hat, wie der bewegte Boden an einem anderen Punkt.

LOBB UND KACHANOWSKI (1999B) sind der Meinung, dass für topographisch komplexe Landschaften, in denen ein hoher Anteil Bearbeitungserosion vorkommt, dies nicht zutrifft.

Sie gehen bei einer konvexen Landform von einer Unterschätzung am Hangkamm und weiter hangabwärts von einer Überschätzung des Bodenverlustes durch die Bodenverlagerung infolge von Bearbeitungserosion aus. Die Fehler steigen im Umfang und in der räumlichen Ausdehnung mit der Anzahl der Bearbeitungsfolgen.

Diese Aussage bestätigen KACHANOWSKI UND CARTER (1999). Die Bearbeitungserosion am Oberhang führt als Folge der Bodenneuverteilung zu einer Vermischung des Cs-137 entlang des Hanges. Somit sind an weiter hangabwärts gelegenen Positionen die Cs-137-Werte nicht ausschließlich auf den Bodenverlust zu beziehen. In diesem Fall würde eine Schätzung des durchschnittlichen Bodenverlustes einer Catena nützlichere Ergebnisse bringen, um den Bodenverlust auf die Bearbeitungsintensität zu beziehen, als die Betrachtung der einzelnen Hangpositionen.

Da für den Standort Basedow ein hoher Anteil Bearbeitungserosion ermittelt wurde, erfolgte eine Berechnung der Bodenneuverteilungsraten für die einzelnen Hangabschnitte auf der Grundlage der jeweiligen Mittelwerte (Tab. 51).

Tab. 51: Berechnung der Bodenneuverteilungsraten mit dem Masse-Bilanz-Modell 2 auf der Grundlage der Mittelwerte (MW) des Abtrags und Auftrags für zwei Hangabschnitte in Basedow im Vergleich zu den Ergebnissen der Modellrechnung bei Eingabe der Cs-137-Flächenaktivitäten für jeden Probenahmepunkt

	Cs-137-Gehalt [Bq m ⁻²]	P	Bodenneuverteilungsraten	
			Basis: Mittelwert des Cs-137-Gehaltes	Basis: Cs-137-Gehalt der einzelnen Positionen
			[kg m ⁻² a ⁻¹]	[kg m ⁻² a ⁻¹]
Profil 5-1				
MW der Abträge	2558	1,1	-1,3	-1,7
MW der Aufträge	4388	0,9	0,5	0,7
Nettobodenneuverteilung			-0,8	-3,6
Profil 6-13				
MW der Abträge	3374	1,1	-0,5	-0,5
MW der Aufträge	5574	1,2	1,3	1,4
Nettobodenneuverteilung			0,8	3,0
Abtrag gesamtes Transekt			-1,6	0,9
Auftrag gesamtes Transekt			1,2	1,2
Nettobodenneuverteilung Transekt			-0,4	-0,6

Die Berechnung des Teiltransekts vom Profil 5 (Top) zum Profil 1 (UHA) weist bei der Ermittlung der Ab- und Auftragsraten auf der Grundlage des Mittelwertes des Cs-137-Gehaltes niedrigere Werte auf als bei der Berechnung auf der Basis der einzelnen Cs-137-Gehalte.

Die Nettobodenneuverteilung ist demzufolge ebenfalls geringer. Beim Abschnitt 6 (Top) -13 (UHA) sind die Abtragsraten nahezu gleich und die Auftragsraten bei der Berechnung mit den Mittelwerten geringer.

Insgesamt wurden niedrigere Nettobodenneuverteilungsraten ermittelt. Bei der Betrachtung des gesamten Transektes liegt der errechnete Nettobodenabtrag auf der Basis der einzelnen Positionen 36 % über denen der Berechnung der Mittelwerte für die Teilabschnitte.

Es kann eingeschätzt werden, dass für den Standort Basedow die Berechnungen auf der Grundlage der einzelnen Positionen nicht in Frage gestellt werden braucht. Im Abschnitt 5-1 ist der maximale Bodenabtrag am Punkt 2 bestimmt worden und der geringste Bodenabtrag am Punkt 5 (Kap. 5.4.3.1 Tab. 39). Der Punkt 2 liegt am Unterhang, hier wurde ein hoher Anteil Wassererosion an der Gesamtbodenverlagerung ermittelt, so dass eine Überschätzung der Bearbeitungserosion, wie oben beschrieben, nicht vorliegt. Am Abschnitt 6-13 ist der höchste Abtrag am Punkt 6 bestimmt worden, dem Hangkamm. Mit zunehmender Hanglänge nimmt die Bodenabtragsrate ab, so dass auch hier keine Überschätzungen der Bearbeitungserosion vorhanden sein können.

QUINE ET AL. (1996) weisen darauf hin, dass die Punktmessungen vermutlich den Gehalt der den Punkt umgebenden Fläche repräsentieren. Es ist jedoch erwiesen, dass auf bewirtschafteten Flächen infolge des Mischungseffektes der Bearbeitung sowohl eine Homogenisierung der Cs-137-Verteilung als auch eine Reduzierung der örtlichen Variabilität der Bodeneigenschaften stattfindet und somit eine geringere Variabilität der Cs-137-Gehalte vorliegt als auf den Referenzflächen.

In ihren Untersuchungen und Modellberechnungen mit Hilfe des Tracers Cäsium-137 in Böden Saskatchewan stellten KACHANOSKI UND DE JONG (1984) fest, dass der Tracer Cäsium-137 für Erosionsschätzung beschränkt einsatzfähig ist.

Die Analyse zeigte, dass unter den Bedingungen Saskatchewan Veränderungen im Cäsium-137-Gehalt an einem gegebenen Standort genutzt werden können, um Erosionsraten zwischen $0,5 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und $10 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ mit vernünftiger Präzision widerspiegeln zu können. Außerhalb dieser Grenzen sind die relativen Fehler übermäßig hoch. Für die Standorte Basedow und Augustenfelde liegen die Erosionsraten in diesem Bereich, während für Holzendorf für fast alle Punkte Erosionsraten über $10 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ berechnet wurden (Tab. 46).

Ein anderer Faktor, der bei der Bestimmung des Cs-137-Haushaltes einer Ackerfläche relevant sein kann, ist der Bodenverlust mit der Ernte, insbesondere von Wurzelfrüchten (GOVERS ET AL., 1996), und die Aufnahme von Cs-137 durch die Pflanzen und dessen Verlust infolge der Ernte. Bei der Betrachtung der Anbaufolgen der untersuchten Standorte (Kap. 4.1.1 Tab. 7) spielen diese Verluste keine Rolle. Die Ertragsunterschiede in den Untersuchungsjahren sind an den Standorten gering, so dass die Entzüge vernachlässigt werden können. Für eine Übertragung der Ergebnisse der Bodenneuverteilung auf andere Standorte der entsprechenden Catenatypen ist eine Überprüfung des langjährigen Anbaus erforderlich.

Abschließend kann festgestellt werden, dass eine Übertragbarkeit der Bodenneuverteilung, ermittelt mit den Modellen für die Catenatypen I und III, gegeben ist, sofern die Hänge geomorphologisch keine Besonderheiten aufweisen.

Der Anteil der Bearbeitungserosion an der Gesamtbodenverlagerung konnte für die Catenatypen I und III ebenfalls mit Hilfe des Masse-Bilanz-Modells 3 eindeutig bestimmt werden. Eine Korrektur vorhandener Bodenabträge ist somit hinsichtlich der Unterteilung in Wasser- und Bearbeitungserosion möglich. Auch die potentielle Bodenerosionsgefährdung der verschiedenen Catenatypen kann nun in Abhängigkeit des Bodens und der Hangmorphologie nach Gefährdung infolge von Wasser- und Bearbeitungserosion unterteilt aufgeführt werden.

6 Thesen

1. Bodenabtrag und Sedimentakkumulation sind das Ergebnis einer an jedem Hang unterschiedlich verlaufenden Verlagerung. Die Bodenerosion ist der Prozess der Ablösung, des Transportes und der Ablagerung von Bodenpartikeln, der durch starke Niederschläge, dem Wind oder die Bearbeitung ausgelöst wird. Das Problem Bodenerosion wurde schon lange wissenschaftlich bearbeitet. Dabei standen bisher die Erosion durch Wasser und Wind im Vordergrund. Neben der Wasser- und Winderosion ist die Bearbeitungserosion ein Problem, das ebenfalls seit Beginn der intensiven Pflanzenproduktion existiert.
2. Aus der Literaturanalyse geht hervor, dass der Bodenverlagerung auf Ackerflächen infolge der Bodenbearbeitung eine erhebliche Bedeutung zukommt. Regionen mit stark wechselnder Morphologie der Bodenoberfläche sind wegen des hohen Anteils konvexer Hangmuster besonders prädestiniert. Daraus wird abgeleitet, dass für die heterogenen Moränenlandschaften mit häufigem Wechsel von konkaven und konvexen Hangabschnitten der Anteil des durch die Bearbeitung verlagerten Bodens hoch ist. Die durch Wasser- und Winderosion hervorgerufenen Bodenverlagerungen verursachen nicht allein die ausgeprägte Akkumulation in der Landschaft. Jahrzehntelange intensive und tiefe Bodenbearbeitung haben einen erheblichen Anteil an den Bodentransporten und der daraus resultierenden Musterbildung.
3. Die Einschätzung der Wirkung der Bodenerosion auf die landwirtschaftliche Produktivität erfordert daher die Quantifizierung der Bearbeitungs- und der Wassererosion auf die Bodenveränderung in räumlicher und zeitlicher Auflösung. Die Heterogenität der Jungmoränenstandorte zwingt zu einer standortspezifischen Prozessaufklärung. Dazu dient die Catenatypisierung nach SCHMIDT (1986) als Ordnungsprinzip in der Landschaft.
4. Um die Bodenverlagerungsprozesse an Hängen beschreiben und quantifizieren zu können, wurden die Gesamtbodenverlagerung und die Bodenneuverteilungsrate an drei verschieden geformten Beispielcatenen auf der Basis der Cäsium-137-Bestimmung ermittelt, mit Modellen kalkuliert und der Anteil der Verlagerung durch Bearbeitungs- und Wassererosion an der Gesamtbodenverlagerung an den ausgewählten Catenen bestimmt.
5. Ausgewählt wurden repräsentative Hangausschnitte von zwei Steilcatenen (Catenatyp I und IV) sowie einer Flachcatena (Catenatyp III) mit intensiver agrarischer Nutzung. Entsprechende Referenzflächen in unmittelbarer Umgebung bilden die Bezugsbasis. Die Standorte liegen in der Uckermark.
6. Die Bestimmung der spezifischen Cäsium-137-Aktivität erfolgt durch die Gamma-spektrometrie. Um die Profile untereinander und mit den Referenzflächen vergleichen zu können, wird die Cäsium-137-Flächenaktivität (Cäsium-137-Gehalt) berechnet. Der Vergleich der gemessenen Werte auf der Ackerfläche mit der Cäsium-137-Flächenaktivität der Referenzflächen ermöglicht Aussagen für einen Standort. Für den Vergleich verschiedener Standorte wird als Indikator der prozentuale Rückstand bestimmt, wobei dieser als Prozentsatz des Referenzwertes ausgedrückt wird. Man erhält negative (Erosion) oder positive (Akkumulation) Rückstände.
7. Die Plausibilitätsprüfung der gemessenen Cs-137-Aktivitäten erfolgte durch die Validierung mittels der natürlichen Radionuklide K-40 sowie Ra-226 und Ra-228 und dem anschließenden Vergleich mit Werten der Literatur. Die an allen drei Standorten durchgeführten Plausibilitätsbetrachtungen brachten positive Ergebnisse.
8. Die Cäsium-137-Flächenaktivität der Referenzflächen lag für die Catenatypen I und IV im Bereich des durchschnittlichen Wertes, der für die neuen Bundesländer von 1954 bis 1986 unter Beachtung des natürlichen Zerfalls für das Probenahmejahr aus Fallout-Werten berechnet wurde. Ein höherer Wert trat für den Catenatyp III auf. Hier entspricht der Referenzwert den am Hang gemessenen Werten von zwei Dauerbeobachtungs-

flächen. Deutlich wird die Variabilität des Cäsiumfallouts in Abhängigkeit von der Niederschlagsverteilung in der Beispielregion.

9. Hohe Cäsium-137-Werte (Ablagerungen) kamen vorwiegend an ausgeprägten Senken vor, hohe Cäsium-137-Verluste (Abtrag) an Oberhangpositionen und konvexen Hangabschnitten sowie lang gestreckten Hangabschnitten. Die unterschiedliche Topographie der Beispielcatenen führte zu differenzierten Messergebnissen.
10. Obwohl die Referenzflächen nach der Methodenvorschrift angelegt wurden, stellte sich bei der Interpretation der Ergebnisse heraus, dass ihre Anzahl zu gering für eine normale Zufallsgrößenverteilung war. Da jede Catena ihren eigenen Stoffhaushalt und eine ausgeprägte kleinflächige Heterogenität hat, sollte bei zukünftigen Untersuchungen eine größere Stichprobenanzahl als Referenz beachtet werden.
11. In der Literatur beschriebene Proportionale und Masse-Bilanz-Modelle wurden auf ihre Anwendbarkeit für die Beispielcatenen geprüft. Dazu wurden einige Eingabeparameter den Standortbedingungen angepasst (Korngrößenkorrekturfaktor, Fallout Cs-137-Depositionsfluss, Massentiefe und Faktor γ). Die Anwendbarkeit der geprüften Modelle war mit Einschränkungen beim Masse-Bilanz-Modell 3 gegeben. Die Höhe der berechneten Ab- und Aufträge ist jedoch recht unterschiedlich. Ein Vergleich der berechneten Bodenverteilungsraten mit einer Kalibrierungskurve zeigt, dass die Ergebnisse mit den Masse-Bilanz-Modellen 2 und 3 die Prozesse und deren Umfang am realistischsten widerspiegeln. Die vereinfachte Darstellung der Prozesse mit den proportionalen Modellen und dem einfachen Masse-Bilanz-Modell führt zu Überschätzungen der Neuverteilungsraten. Mit dem Masse-Bilanz-Modell 3 war eine Unterteilung der Bodenverlagerungsprozesse in den Transport infolge von Oberflächenabfluss und Bearbeitung möglich.
12. Die Ergebnisse der räumlichen Verteilung, der Bodenverteilung sowie der Modellrechnungen konnten mit Hilfe von Bodendaten validiert werden.
13. Zur Charakterisierung der Erosivität und des Bodenabtrages infolge von Wassererosion für das Untersuchungsgebiet wurden langjährige Niederschlagsdaten und Bodenabtragsmessungen der Messstation Dedelow ausgewertet. Die Bodenverlagerung infolge von Wassererosion war in der untersuchten Region insgesamt relativ niedrig. Entsprechend des unterschiedlichen Anbaus ergaben sich für die einzelnen Standorte jährliche Bodenabtragsraten, die für Catenatyp I bei $0,08 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, für Catenatyp III bei $0,04 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und für Catenatyp IV bei $0,13 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ lagen. Vergleichende Kalkulationen der Wassererosionsrate mit dem Erosionsmodell E3D lagen für Catenatyp I ($0,3 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) und IV ($1,2 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) vor. Die Höhe der ermittelten Bodenabtragsraten unterschieden sich wie folgt: Bodenabtragsmessungen < Wassererosionsmodell E3D < Masse-Bilanz-Modell 3.
14. Aus den Modellergebnissen wurde für die Catenen die Nettobodenverteilung (Summe des Ab- und Auftrags am betrachteten Hang) sowie der Anteil der einzelnen Verlagerungsprozesse daran bestimmt.

Die geringste Nettobodenverteilung in Form eines Nettobodenabtrages wurde am Catenatyp I kalkuliert. An dieser Catena spielen sowohl die Verlagerungsprozesse infolge der Bearbeitung als auch des Oberflächenabflusses eine Rolle. Insgesamt ist das Verhältnis zwischen der Bodenverteilung infolge der Bearbeitungs- und der Wassererosion etwa 7:1. Hiermit wird die Bedeutung des Transportes durch Bearbeitung deutlich, der einen Anteil am Gesamtbodenverlust von 68 % ausmacht.

Am Streckhang des Catenatyps III erfolgte ebenfalls ein Nettobodenabtrag. Ursache für diesen Abtrag ist im hohen Nettobodenabtrag infolge von Wassererosion zu sehen, der 93 % der Gesamtbodenverlagerungsprozesse ausmacht. Das Verhältnis der Bodenverteilung infolge der Bearbeitungs- zur Wassererosion beträgt 1:13.

Catenatyp IV weist eine hohe Nettobodenverteilung auf. Die Betrachtung des Musters des Ab- und Auftrages dieses Hanges hat einen hohen Anteil an Auftragsbereichen er-

- geben. Die Berechnungen mit dem M-B-M 3 spiegeln dieses Ergebnis für das Teiltransekt 6-13 nicht wider. Der berechnete hohe Nettobodenabtrag wird durch die Wassererosion bestimmt. Das Verhältnis des Bodenabtrags infolge von Wassererosion zur Bearbeitungserosion liegt bei 1,4:1. Es ist auf die Besonderheit hinzuweisen, dass sich die untersuchte Senke innerhalb des betrachteten Transekts in einem Talweg befindet. Somit wird vermutet, dass das aufgetragene Sediment in diesem weiter verlagert und an tiefer gelegenen Stellen des Talweges akkumuliert wurde. Die Auswahl dieses Transektes als repräsentativer Hang für den Catenatyp IV ist damit nicht gegeben, so dass die Ergebnisse nicht verallgemeinert werden.
15. Die mittlere Bodenneuverteilungsrate des Catenatyps I liegt bei $-0,7 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und für den Catenatyp III bei $-0,9 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Diese Ergebnisse entsprechen den in der Literatur aufgeführten Ergebnissen für ähnliche Standortbedingungen und belegen somit, dass die durchgeführten Untersuchungen und Berechnungen auch auf die Jungmoränenstandorte Nordostdeutschlandes übertragbar sind und zu realistischen Ergebnissen führen.
 16. Der Anteil der Bearbeitungserosion an der Gesamtbodenverlagerung konnte für die Catenatypen I und III bestimmt werden. Die potentielle Bodenerosionsgefährdung für ausgewählte Catenatypen kann in Abhängigkeit von Bodenparametern und Hangmorphologie präzisiert werden.
 17. Die wichtigsten Bearbeitungswerkzeuge wurden hinsichtlich ihrer transportauslösenden Wirkung am Hang untersucht. Hierzu wurden die Geräte Scharpflug, Grubber und Scheibenegge im Feldexperiment an einer Flachcatena (Catenatyp II) getestet. Die durchschnittliche Bodenbewegung wurde durch Tracerkonzentration ermittelt. Da die Größe und Dichte der Tracer (gefärbter Quarzkies) den Bodenaggregaten gleichzusetzen war, konnte vom Tracertransport und der Konzentration im Boden auf die verlagerte Bodenmenge geschlossen werden. Geprüft wurde die Bearbeitung hangab- und -aufwärts.
 18. Die Unterschiede der Tracerverteilung nach dem Durchlauf der einzelnen Werkzeuge ergaben sich aus der Form und Anordnung der Bearbeitungswerkzeuge sowie der Tiefe und Geschwindigkeit der Bearbeitungsoperation. Der Pflug bewegt eine relative große Bodenmenge über eine kurze Distanz, während der Grubber und die Scheibenegge eine relativ kleine Bodenmenge über eine größere Distanz bewegen.
 19. Internationale Untersuchungen der Beziehung zwischen der Bodenverlagerung und dem Hanggradienten unter verschiedenen landwirtschaftlichen Bedingungen zeigten, dass die mittlere Verlagerungsentfernung eine lineare Funktion des Hanggradienten ist, wobei diese Beziehung an der untersuchten Flachcatena nur für den Grubber signifikant war.
 20. Die Bodenverlagerung ist stark abhängig von der Arbeitsgeschwindigkeit, der Bearbeitungstiefe, dem Werkzeug sowie der Bodendichte und Bodenfeuchte. Dies ist bei Vergleichen der einzelnen Versuche auf verschiedenen Standorten zu beachten. Die mittlere Verlagerungsentfernung des Scharpfluges lag bei den eigenen Untersuchungen über den Werten aus der Literatur. Ursache kann die geringere Bearbeitungstiefe im Versuch sein, was eine höhere Verlagerungsentfernung zur Folge haben kann. Auch bei der Bearbeitung mit dem Grubber wurden größere Verlagerungsentfernungen gemessen als in der Literatur für Böden ähnlicher Lagerungsdichte. Unterschiede traten hier wegen abweichenden Bearbeitungsgeschwindigkeiten auf.
 21. Die Nettobodenverlagerung gibt die Intensität des Verlagerungsprozesses wieder und ist abhängig von der Hangneigung und der Bearbeitungstiefe. Im Versuch war die Nettobodenbewegung für den Pflug und die Scheibenegge am Oberhang höher als am Hangfuß. Die Bearbeitung mit dem Grubber führte am Oberhang zu einem Bodenauftrag. Im Mittelhangbereich war für alle drei Werkzeuge die höchste Nettobodenverlagerung bestimmt worden.

22. Alle untersuchten Werkzeuge waren erosiv. Die Erosivität nahm vom Grubber ($4 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), über den Pflug ($3 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) zur Scheibenegge ($1 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) hin ab.
23. In der Literatur wird der Pflug als die Hauptquelle der Bearbeitungserosion identifiziert. An dem untersuchten Hang mit geringer Neigung betrug die Bodenverlagerung hangaufwärts 82 % der hangabwärtigen Bodenverlagerung, so dass die Nettobodenverlagerung und die Bearbeitungserosionsrate gering waren.
24. Der Bearbeitungstransportkoeffizient k , als Maß der Intensität der Bearbeitungserosion, beträgt für den Grubber 250 kg m^{-1} , für den Pflug 138 kg m^{-1} und für die Scheibenegge 21 kg m^{-1} . Für den Scharpflug und die Scheibenegge wurden im Versuch vergleichsweise niedrige k -Werte berechnet, während das Ergebnis für den Grubber im Mittel der Werte aus der Literatur zu finden ist. Der relativ lineare Versuchshang ohne Konvexitäten und Konkavitäten führt zu niedrigen Bearbeitungskoeffizienten.
25. Die dargestellten k -Werte gelten für einen Bearbeitungsgang. Bei mehrmaliger Bearbeitung der Felder im Jahr summieren sich die einzelnen k -Werte. Eine Verminderung der Bearbeitungserosion auf besonders gefährdeten Standorten kann daher durch die Beschränkung von Arbeitsgängen und eine flachere und langsamere Bearbeitung ermöglicht werden. Zu empfehlen ist daher die reduzierte Bodenbearbeitung. Auch die Anwendung kleinerer Geräte reduziert die Bearbeitungserosion.
26. Bei der Bearbeitungserosion ist die Rate des Wechsels des Hanggradienten von vordergründiger Bedeutung. Diese bestimmt das Muster der Erosion bzw. Deposition. An der untersuchten Flachcatena wird deutlich, dass die absoluten Werte des Hanggradienten für den Prozess der Bearbeitungserosion irrelevant sind. Diese Werte gehen bei der Betrachtung der Wassererosionsprozesse ein. Lineare Hangpositionen führen zu einer bearbeitungsbedingten Nettobodenbewegung die gegen Null tendiert.
27. Abschließend kann entsprechend der Zielstellung der Arbeit festgestellt werden, dass die gewonnen Ergebnisse zur Wirkung der Bearbeitungswerkzeuge auf die Bodenverlagerungsprozesse der verbesserten Einschätzung der Translokation auf Flachcatenen der stark übersandeten Grundmoräne dienen. Vergleiche mit gemessenen Wassererosionsraten und Bodenabträgen für diesen Standort sollten sich anschließen. Mit Hilfe der ermittelten k -Werte wäre im nächsten Schritt eine Risikoprognose für die Bewirtschaftung mit Hilfe vorhandener Modelle möglich. Auf der Grundlage der Datenbasis dieses Versuches ist das Modell TEP zu empfehlen. Die Anwendung neuerer Modelle, wie das Modell SPEROS-C (VAN OOST ET AL., 2005) oder SORET (DE ALBA, 2003) würden weitere Datenaufnahmen erfordern.
28. Die Aufklärung der Bodenverlagerung der vergangenen Jahrzehnte ist für zwei Catentypen (CT I und III) eindeutig und übertragbar, sofern die Hänge gleicher Catentypen geomorphologisch keine Besonderheiten aufweisen. Für den Catentyp IV ist eine wiederholte Beprobung eines repräsentativeren Transektes zu empfehlen.
29. Es konnte sowohl durch die Bestimmung der Anteile der Verlagerung infolge von Bearbeitungs- und Wassererosion als auch der Wirkung der Bearbeitungswerkzeuge bestätigt werden, dass Standorte mit stark wechselnder Morphologie der Bodenoberfläche für die Bearbeitungserosion prädestiniert sind, während an den Flachcatenen mit langen gestreckten Hängen die Bearbeitungserosion nicht die vordergründige Bedeutung für die Gesamtbodenverlagerung hat.

7 Zusammenfassung

Bodenverlagerung spielt in Jungmoränenlandschaften eine bedeutende Rolle im Stoffhaushalt und führt zu einer Zunahme der Flächenheterogenität. Verschiedene Erosionsformen sind die Ursache dafür.

Die Gesamtbodenverlagerung und die Bodenneuverteilungsraten wurden an drei verschieden geformten Beispielcatenen auf der Basis der Cäsium-137-Bestimmung ermittelt, mit Modellen kalkuliert und der jeweilige Anteile der Verlagerung durch Bearbeitungs- oder Wassererosion bestimmt.

Hohe Cäsium-137-Werte (Sedimentablagerungen) wurden vorwiegend in ausgeprägten Senkenlagen, hohe Cäsium-137-Verluste (Bodenabtrag) an Oberhangpositionen und konvexen sowie lang gestreckten Hangabschnitten gemessen. Die unterschiedliche Topographie der Beispielcatenen war die Ursache für differenzierte Ergebnisse.

Am Catenatyp I (Steilcatena der Sand-Hügel und Hänge mit anhydromorphen Böden) wurde der geringste Nettobodenabtrag kalkuliert. An dieser Catena spielen sowohl die Verlagerungsprozesse infolge der Bearbeitung als auch des Oberflächenabflusses eine Rolle. Insgesamt ist das Verhältnis der Bodenneuverteilung infolge der Bearbeitungs- und der Wassererosion etwa 7:1. Die mittlere Bodenneuverteilungsrate liegt bei einem Verlust von ca. $-0,7 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

Am Streckhang des Catenatyps III (Flachcatena der mäßig bis schwach übersandeten Grundmoränen mit vorwiegend anhydromorphen Böden) erfolgte ebenfalls ein Nettobodenabtrag. Ursache für diesen Abtrag ist vorrangig die Wassererosion mit 93 % der Gesamtbodenverlagerung. Das Verhältnis der Bodenneuverteilung infolge der Bearbeitungs- zur Wassererosion beträgt 1:13. Die mittlere Bodenneuverteilungsrate liegt bei einem Verlust von ca. $-0,9 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

Für den untersuchten Catenatyp IV (Steilcatena der lehmigen Grundmoränen mit vorwiegend anhydromorphen Böden) konnten keine signifikanten Aussagen getroffen werden.

Die wichtigsten Bodenbearbeitungswerkzeuge wurden hinsichtlich ihrer transportauslösenden Wirkung bei Hangbearbeitung untersucht. Hierzu wurden die Geräte Scharpflug, Grubber und Scheibenegge im Feldexperiment (Flachcatena der stark übersandeten Grundmoränen mit anhydromorphen Böden) bei der Bearbeitung hangauf- und -abwärts getestet. Die durchschnittliche Bodenbewegung wurde durch Veränderung der Tracerkonzentration (gefärbter Kies mit gleicher Dichte und Größe wie die Bodenaggregate) ermittelt.

Der Pflug bewegte eine relativ große Bodenmenge über eine kurze Distanz, während der Grubber und die Scheibenegge eine relativ kleine Bodenmenge über eine größere Distanz verlagerten. Die Unterschiede der Tracerverteilung nach dem Durchlauf der einzelnen Werkzeuge ergaben sich aus der Form und Anordnung der Bearbeitungswerkzeuge sowie der Tiefe und Geschwindigkeit der Bearbeitungsoperation. Alle untersuchten Werkzeuge lösten Bodenverlagerung aus. Die Wirkung nahm vom Grubber ($4 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) über den Pflug ($3 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) zur Scheibenegge ($1 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) hin ab.

Der Bearbeitungstransportkoeffizient k als Maß für die Intensität der Bearbeitungserosion beträgt für den Grubber 250 kg m^{-1} , für den Pflug 138 kg m^{-1} und für die Scheibenegge 21 kg m^{-1} .

Internationale Untersuchungen der Beziehung zwischen der Bodenverlagerung und dem Hanggradienten unter verschiedenen landwirtschaftlichen Bedingungen zeigten, dass die mittlere Verlagerungsentfernung eine lineare Funktion des Hanggradienten ist, wobei diese Beziehung auf der Untersuchungsfläche nur für den Grubber signifikant nachgewiesen werden konnte.

Abstract

Soil translocation caused by different erosion forms is one of the most important parts in the balance of matter and results in increasing soil landscape heterogeneity in the Young Moraine Landscapes of North-East Germany.

The total soil translocation and the soil redistribution were investigated on three various slopes characterised as different catena types.

The concentration of the tracer caesium-137 in soil profiles on arable farm land was compared with the concentration in grass land profiles without soil tillage and allowed the calculation of sediment transport by water and tillage erosion as well as the test of soil redistribution models.

High caesium-137-contents (deposition) estimated on lower part of slopes and depressed area characterize sediment deposition and accumulation areas. Low caesium-137-contents (erosion) estimated on convex upper slope positions and uniform long slopes characterise soil loss areas.

The different topography of the catena types was the determining factor.

The lowest net soil erosion was calculated on the catena typ I (catena with high inclination and sandy soils with gravitational water criteria). Both translocation processes caused by tillage and water occurred, with a relationship of the soil redistribution due to tillage erosion and due to water erosion of about 7:1.

The net soil loss calculated on the uniform long slopes of the catena typ III (catena with low inclination and loamy sandy soils with gravitational water criteria) resulted in a predominantly soil translocation by water erosion (93 % of the total soil translocation). The relationship of the soil redistribution caused by tillage erosion and water erosion was about 1:13.

The differences between tillage and water erosion calculated on catena typ IV (catena with high inclination and loamy soils with gravitational water criteria) were not significant.

To characterize the soil translocation by tillage operations with mouldboard plough, field cultivator and disk, the tools were tested in a field experiment. The used tracer was colored gravel. The soil translocation was estimated by change of the tracer concentration.

All investigated tools caused soil translocation. The translocated soil mass caused by field cultivator was $4 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, by mouldboard plough $3 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ and by disk $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

The tillage transport coefficient k as a tillage intensity parameter was 250 kg m^{-1} for the cultivator operation, 138 kg m^{-1} for the plough operation and 21 kg m^{-1} for the disk operation.

The correlation between soil translocation due to field cultivator and slope gradient was significant.

8 Literaturverzeichnis

- Ad-Hoc-AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.). Hannover, 5. Aufl., 392 S.
- Ad-Hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (Hrsg.). Hannover, 5. Aufl., 438 S.
- Ahnert, F. (1970): An approach towards a descriptive classification of slopes. Zeitschrift für Geomorphologie, Suppl.-Bd 9, S. 71-84.
- Aspinall, J. D. (1997): Remediation of an eroded knoll in southwestern Ontario. In: Tillage Translocation & Tillage Erosion. Symposium Handbook. An International Symposium at the 52nd SWCS Annual Conference, Toronto, Canada.
- Auerswald, K.; Schmidt, M. (1986): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern. Bayer. Geol. Landesamt. München, 74 S.
- Auerswald, K. (1993): Relief - Boden - Paläoklima. Bodeneigenschaften und Bodenerosion. Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben. Bd. 8. (1993) Gebr. Borntraeger. Berlin. Stuttgart.
- Auzet, A. V.; Boiffin, J.; Papy, F.; Ludwig, B.; Ouvry, J. F. (1993): Rill erosion as a function of the characteristics of cultivated catchments in northern France. Catena. 20, S. 41-62.
- Battiston, L. A.; Miller, M. H.; Shelton, I. J. (1987): Soil erosion and corn yield in Ontario. I. Field evaluation. In: Can. J. Soil Sci. 67, 731-745.
- Belyaev, V. R.; Wallbrink, P. J.; Golosov, V. N.; Murray, A. S.; Sidorchuk, A. Yu. (2005): A comparison of methods for evaluating soil redistribution in the severely eroded Stavropol region, southern European Russian. In: J. Geomorph. Elsevier. B. V., S. 173-193.
- Bernhard, C.; Laverdiere, M. R. (1997): Soil erosion and translocation in the Boyer River watershed (Quebec), as evidenced from ¹³⁷Cs data. In: Tillage Translocation & Tillage Erosion. Symposium Handbook. An International Symposium at the 52nd SWCS Annual Conference, Toronto, Canada.
- Betechtin, R. (1964): Lehrbuch der speziellen Mineralogie. – VEB Deutscher Verlag f. Grundstoffindustrie, Leipzig.
- Blum, W.; Barcelo, D.; Büsing, J.; Ertel, T.; Imeson, A.; Vegter, J. (2004): Scientific Basis for the Management of European Soil Resources. Guthmann-Peterson, Büchermacher und Verleger, Wien, pp. 684-709.
- Blume, H.-P. (1990): Handbuch des Bodenschutzes. Landsberg/Lech. ecomed.
- Blume, H.-P. (2004): Handbuch des Bodenschutzes. Landsberg/Lech. ecomed.
- Boardman, J. (1990): Soil erosion in the South Downs: A review. In: Soil Erosion on Agricultural Land (eds J. Boardman, I. D. L. Forster & J. A. Dearing), John Wiley, Chichester, S. 87-106.
- Bork, H.-R. (1988): Bodenerosion und Umwelt- Verlauf, Ursachen und Folgen der mittelalterlichen und neuzeitlichen Bodenerosion. Bodenerosionsprozesse. Modelle und Simulation - Landschaftsgenese und Landschaftsökologie. Bd.13, 249 S., Braunschweig.
- Bork, H.-R. (1989): Soil erosion during the past millenium in Central Europe and it significance within the geomorphodynamics of the Holocene. In: Catena, Suppl.-Bd. 15, S. 121-131.
- Bork, H.-R.; Dalchow, C.; Kächele, H. (1995): Agrarlandschaftswandel in Nord-Ostdeutschland. - Berlin: Ernst & Sohn, 1995, 418 S.
- Bork, H.-R.; Bork, H.; Dalchow, C.; Faust, B.; Piorr, H.-P.; Schatz, Th. (1998): Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa. Wirkungen des Menschen auf Landschaften. Gotha (Klett-Perthes), 328 S.

- Botsch: www.strahlenschutzkurse.de/dissertationen/botsch/kap3.html
- Botschek, J.; Skowronek, A. (1997): Erosive Bodenumlagerungen und Bodenausträge eines lößbedeckten Wassereinzugsgebietes in Nordrhein-Westfalen: Ein Beitrag zur ökosystemorientierten Bodenerosionsforschung. Forschungsbericht. Bonn, Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität, Landwirtschaftliche Fakultät, 32 S.
- Breburda, J. (1983): Bodenerosion – Bodenerhaltung. – Frankfurt (Main).
- Campbell, B. L.; Loughran, R. J.; Elliott, G. L.; Shelly, D. J. (1986): Mapping drainage basin sediment sources using caesium-137. In: International Association of Hydrological Sciences Publication, 159, 437-446.
- Capelle, A.; Lüders, R. (1979): Möglichkeiten zur Erfassung und Beurteilung der Bodenerosion durch Wasser und durch Wind bei der bodenkundlichen Landesaufnahme. In: Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 29 (2), S. 885-891
- Capelle, A.; Lüders, R. (1985): Die potentielle Erosionsgefährdung der Böden in Niedersachsen. Göttinger Bodenkundliche Berichte 83, Uni Göttingen, Selbstverl., 107 – 125.
- Carter, M.; Kachanoski, R. G. (1997): Relationship between landscape position and soil loss under different soil types and land use practices in Prince Edward Island. In: Tillage Translocation & Tillage Erosion. Symposium Handbook. An International Symposium at the 52nd SWCS Annual Conference, Toronto, Canada.
- Cawse, P. A.; Horrill, A. D. (1986): A survey of Caesium-137 and Plutonium in British Soils in 1977 AERE Harwell report R-10155, HMSO, London.
- Chepil, W. S.; Siddoway, F. H.; Armbrust, D. V. (1964): Wind erodibility of knolly terrain. In: J. Soil Water Cons. 19, S. 179-181.
- De Alba, S. (1997): Experimental quantification and modelling of tillage translocation and tillage erosion due to mouldboard ploughing. In: Tillage Translocation & Tillage Erosion. Symposium Handbook. An International Symposium at the 52nd SWCS Annual Conference, Toronto, Canada.
- De Alba, S. (2003): Simulating long-term soil redistribution generated by different patterns of mouldboard ploughing in landscapes of complex topography. In: Soil & Tillage Research, 71 (1), S. 71-86.
- De Jong, E.; Begg, C. B. M.; Kachanoski, R. G. (1983): Estimates of soil erosion and deposition for some Saskatchewan soils. In: Can. J. Soil Sci. 63, 607-617.
- Desmet, P.; Quine, T. A.; Govers, G. (1997): An improved caesium-137 calibration model to evaluate the relative importance of tillage erosion. In: Tillage Translocation & Tillage Erosion. Symposium Handbook. An International Symposium at the 52nd SWCS Annual Conference, Toronto, Canada.
- Deumlich, D. (1984): Beitrag zur Charakterisierung der Erosionsdisposition von Ackerböden auf Jungmoränenstandorten. Diss. Berlin, AdL der DDR.
- Deumlich, D. (1987): Untersuchungen zur Bodenerodierbarkeit auf Jungmoränenstandorten. In: Arch. f. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde 31, 1, S. 7-14.
- Deumlich, D. (1993): Beitrag zur Erarbeitung einer Isoerodentkarte Deutschlands. In: Arch. f. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde 37, S. 17-24.
- Deumlich, D.; Frielinghaus, Mo. (1994): Eintragspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluss im Lockergesteinsbereich. In: Werner und Wodsack: Regional differenzierter Stickstoff- und Phosphateintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Lockergesteinsbereichs der ehemaligen DDR. agrarspectrum, S. 48 – 84.
- Deumlich, D.; Thieme, J. (1996): Einschätzung der potentiellen Wassererosionsgefährdung für Gemeinden und Regionen der Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt und der Freistaaten Thüringen und Sachsen. In: Arch. f. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde 40, S. 335 - 343.

- Deumlich, D.; Fischer-Zujkov, U.; Gall, B.; Schindler, U.; Schmidt, R.; Verch, G. (2003): Skalenbetrachtung zu Bodenprozessen in Landschaften am Beispiel der Region Uckermark. - In: Frielinghaus, Mo. [Hrsg.]; Dalchow, C. [Hrsg.]; Schäfer, H. [Hrsg.]: Bodenlandschaften im Jung- und Altmoränengebiet: Exkursionsführer; Jahrestagung der DBG 2003 in Frankfurt/Oder: 118-128; Göttingen (Institut für Bodenkunde).
- Deumlich, D.; Funk, R.; Frielinghaus, Mo.; Schmidt, W.-A.; Nitzsche, O. (2006): Basics of effective erosion control in German agriculture. In: J. Plant Nutr. Soil Sci. 2006, 169, 370-381.
- Digitaler Umweltatlas Berlin (1992): 01.09 Radioaktivität im Boden. www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas
- DIN 1319 (1983): Grundbegriffe der Messtechnik. Beuth Verlag.
- Dörr, H. (1995): Application of 210 Pb in soils. Journal of Paleolimnology 13, pp. 157-168; Kluwer, Belgium.
- Dörr, H.; Münnich, K. O. (1987): Spatial distribution of soil 137 Cs and 134 Cs in West Germany after Chernobyl. Naturwissenschaften 74, pp. 249-251.
- Edwards, K. (1980): Runoff and soil loss in the wheat belt of New South Wales. In: IAHS (ed.) Proceedings of the Agricultural Engineers Conference (Geelong, Australia). IAHS, Wallingford, pp. 94-98.
- Fichtner, F.; Frielinghaus, M. (1985): Untersuchungen zur Differenzierung der organischen Substanz in erosionsbeeinflussten Moränenböden. In: Arch. f. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde 29, S.356-366.
- Fredericks, D. J.; Perrens, S. J. (1988): Estimating erosion using caesium-137: II Estimating rates of soil loss. In: International Association of Hydrological Sciences Publication, 174, 233-240.
- Frielinghaus, Mo.; Weinreich, G.; Ratzke, U. (1980): Zur Herabminderung der Flächenheterogenität auf Diluvialstandorten in den Nordbezirken der DDR. - Feldwirtschaft, H. 1; Berlin.
- Frielinghaus, Mo. (1988): Wissenschaftliche Grundlagen für die Bewertung der Wassererosion auf Jungmoränenstandorten und Vorschläge für die Einordnung des Bodenschutzes. AdL Berlin, Habilschrift.
- Frielinghaus, Mo. (1998): Bodenschutzprobleme in Ostdeutschland. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Hrsg. Richter, G., Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S. 204 – 217.
- Frielinghaus, Mo.; Petelkau, H.; Schmidt, R. (1992): Wassererosion im Norddeutschen Jungmoränengebiet. In: Zeitschr. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 33, S. 22 – 33.
- Frielinghaus, Mo.; Bork, H.-R. (1996): Soil and Water Conservation in East Germany: Experiences and Requirements. Paper contributed to the Symposium on Soil and Water Conservation Policies: Success and Failures, Sept. Prag.
- Frielinghaus, Mo.; Bork, H.-R. (1997): Man-made Soil Erosion Damages on arable Land and Possibilities for Erosion Control. In: Behl, R. K. et al. [Edit.]: Resource Management in Fragile Environments. Max Mueller Bhawan and Hisar, Indien.
- Frielinghaus, Mo.; Beese, F.; Ellerbrock, R.; Müller, L.; Rogasik, H. (1999a): Risiken der Bodennutzung und Indikation von schädlichen Bodenveränderungen in der Gegenwart. In: Schutz des Bodens. Umweltschutz - Grundlagen und Praxis. Buchwald/Engelhardt (Hrsg.), Economica-Verl., Bd. 4, S. 29-51.
- Frielinghaus, Mo.; Deumlich, D.; Funk, R.; Schäfer, H.; Beese, F.; Ellerbrock, R.; Müller, L.; Rogasik, H. (1999b): Modelle und Methoden zur Abschätzung der Risiken der Bodennutzung. In: Schutz des Bodens. Umweltschutz - Grundlagen und Praxis. Buchwald/Engelhardt (Hrsg.), Economica-Verl., Bd. 4, S. 52- 95.
- Frielinghaus, Mo.; Winnige, B. (1999c): Maßstäbe bodenschonender landwirtschaftlicher Bodennutzung - Erarbeitung eines Bewertung- und Entscheidungshilfesystems (Indikation der Wassererosion). Bericht zum Teil A des Forschungsvorhabens Nr. 20702010. Umwelt-Bundesamt Berlin.

- Frielinghaus, Mo.; Deumlich, D. (2004): Wassererosion. In: Handbuch des Bodenschutzes. Hrsg. H.-P. Blume. Ecomed. S. 220-231.
- Fullen, M. A. (1996): Evolving Perspectives, Policies and Recommendations on Soil Erosion in the United Kingdom. In: Soil and water conservation polices and program: successes and failures. T. L. Napier, S. M. Napier, J. Tvrdoň (ed.). Proceedings of an international conference convened at the Czech Agriculture University in Prague, Czech Republic. (2000), S. 225-252.
- Funk, R. (1995): Quantifizierung der Winderosion auf einem Standort Brandenburger unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationswirkung. Dissertation TU Berlin. ZALF-Bericht Nr. 16. Müncheberg.
- Funk, R.; Frielinghaus, Mo.; Thiere, J. (1996): Risikoabschätzung der Winderosion für das Land Mecklenburg-Vorpommern als Grundlage für Schutzstrategien. In: Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 79, S. 379 - 382.
- Funk, R.; Frielinghaus, Mo. (1998): Winderosion. In: Handbuch der Bodenkunde. H.-P. Blume et al. (Hrsg.), Landsberg/Lech. ecomed. (1996). Kapitel 6.4.2.1.
- Gans, I., Arndt, J. (1987): Die Verteilung der langlebigen Spaltprodukte Strontium 90 und Cäsium 137 des Kernwaffen-Fallouts im Boden. In: WaBoLu-Hefte, 2, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin.
- Geyh, M. A.; Suckow, A.: Gutachten. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLFb), Referat N 1.17 –¹⁴C-Labor Hannover.
- Giani, L.; Gebhardt, H.; Gusy, W.; Helmers H. (1987): Verhalten einiger radioaktiver Nuklide (freigesetzt durch den Reaktorunfall in Tschernobyl) in typischen Böden Nordostdeutschlands. In: Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 150, S.103-107.
- Govers, G. (1991): Rill erosion on arable land in central Belgium: rates, controls and predictability. In: Catena, 18, S. 133-155.
- Govers, G.; Quine, T. A.; Walling, D. E. (1993): The effect of water erosion and tillage movement on hillslope profile development: a comparison of field observations and model results. In: Wicherek, S. (Ed.), Farm Land Erosion in Temperate Plains Environment and Hills.: Elsevier Science Publisher B. V, Amsterdam. S. 285-300.
- Govers, G.; Vandaele, K.; Desmet, P. J. J.; Poesen, J.; Bunte, K. (1994a): The role of tillage in soil redistribution on hillslopes. In: European Journal of Soil Science 45, S. 469-478.
- Govers, G.; Vandaele, K.; Desmet, P. J. J.; Poesen, J. (1994b): Characterizing soil tillage as a geomorphological process. In: Jensen, H. E.; Schjonning, P.; Mikkelsen, S. A.; Madsen, K. B. (Eds.), Proc. 13th Int. ISTRO Conf. on Soil Tillage for Crop Production and Protection of the Environment, vol. I. ISTRO, S. 269-274.
- Govers, G.; Quine, T. A.; Desmet, P. J. J.; Walling, D. E. (1996): The relative contribution of soil tillage and overland flow erosion to soil redistribution on agricultural land. In: Earth Surface Processes Landforms 21, S. 929-946.
- Govers, G.; Van Muyen, W.; Kosmas, C.; Quine, T. A.; da Silva, R.; Torri, D.; Sibbesen, E.; Heckrath, G.; Giraldez, J. V. (1999): The TERON experiments on tillage erosion: an overview of the results of the first phase. In: Tillage erosion and tillage translocation. Abstracts. 2nd International Symposium, Leuven, Belgium, S. 33.
- Govers, G. (2002): Tillage erosion, relationship to water erosion. In: Encyclopedia of Soil Science. S. 1330-1332.
- Grimm, J.; Monse, M.; Hierold, W.; Schmidt, R. et al. (1996): Bodendauerbeobachtung zur Bodenzustandsbeschreibung und -überwachung im Land Brandenburg. F & E-Vorhaben A 8-2/93, Abschlußbericht Dezember 1996. Im Auftrag des Landesumweltamt Brandenburg.
- Guiraud, M.; Revel, J. C. (1995): Erosion due to cultivation of calcareous clay soils on hillsides in south-west France. II Effect of ploughing down the steepest slope. In: Soil & Tillage Research, 35, 157-166.

- Hassenpflug, W. (1971): Studien zur rezenten Hangüberformung in der Knicklandschaft Schleswig-Holsteins. Forschungen zur Deutschen Landeskunde. Bd. 198. Bonn-Bad Godesberg, 161 S.
- Hassenpflug, W. (1990): Winderosion. In: Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und -belastung. Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. H.-P. Blume (Hrsg.). Landsberg/Lech. ecomed, S.183-197.
- Hassenpflug, W. (1998): Bodenerosion durch Wind. In: Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Hrsg. Richter, G., Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S. 69-82.
- He, Q.; Walling, D. E. (1996): Interpreting the particle size effect in the adsorption of ¹³⁷ Cs and unsupported ²¹⁰ Pb by mineral soils and sediments. In: J. Environ. Radiact. 30, S. 117-137.
- He, Q.; Walling, D. E. (1997): The distribution of fallout ¹³⁷ Cs and ²¹⁰ Pb in undisturbed and cultivated soils. In: Appl. Radiat. Isotopes, 48, S. 677-690.
- Heckrath, G.; Quine, T. A.; Govers, G.; Sibbesen, E. (1999): Implications of tillage erosion for soil quality in temperate regions. In: Tillage erosion and tillage translocation. Abstracts. 2nd International Symposium, Leuven, Belgium, S. 36.
- Heckrath, G.; Djurhuus, J.; Quine, T. A.; Van Oost, K.; Govers, G.; Zhang, Y. (2005): Tillage Erosion and Its Effect on Soil Properties and Crop Yield in Denmark. In: J. Environ. Qual. 34, 312-324.
- Hierold, Wilfried: Basisprogramm Acker u. a. – Bodendatenbank. ZALF Müncheberg (unveröffentlicht, Stand 2005).
- Hurni, H. (1992): Soil erosion in Huai Thung Choa – Northern Thailand. Concerns and constraints. In: Mountain Research and Development, Vol. 2, No. 2, S. 141-156.
- Hurni, H. (1996): Soil Conservation Policies and Sustainable Land Management: A Global Overview. In: Soil and water conservation policies and program: successes and failures. T. L. Napier, S. M. Napier, J. Tvrton (ed.). Proceedings of an international conference convened at the Czech Agriculture University in Prague, Czech Republic. (2000), S. 19-44.
- Janetzko, P.; Schmidt, R. (1996): Norddeutsche Jungmoränenlandschaften. In: Handbuch der Bodenkunde. - Landsberg/Lech: ecomed Bd. 1, S. 1-36.
- Jasinska, M.; Niwiadomski, T.; Schwabenthan, J. (1980): On a new possibility of estimating population exposure to terrestrial sources. In: Health Phys. 38, 416 S.
- Jung, L. (1956): Untersuchungen über den Einfluss der Bodenerosion auf die Erträge in hängigem Gelände. Schriftenreihe für Flurbereinigung. H. 9. (1956). 45 S. Stuttgart.
- Jung, L.; Brechtel, R. (1980): Messungen von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden der Bundesrepublik Deutschland. Ergebnisse von 1956 - 1968. DVWK. H. 48. (1980). 150 S. Hamburg, Berlin.
- Kachanoski, R. G.; de Jong, E. (1984): Predicting the temporal relationship between soil Cesium-137 and erosion rate. In: J. Environ. Qual. 13, S. 301-304.
- Kachanoski, R. G. (1987): Comparison of measured soil ¹³⁷-Cesium losses and erosion rates. In: Can. J. of Soil Sci. 67 (1), S. 199-203.
- Kachanoski, R. G.; Miller, M. H.; Lobb, D. A. (1992): Soil loss by tillage erosion: the effects of tillage implement, slope gradient and tillage direction on soil translocation by tillage. Report, prepared for the SWEEP/TED program, Agriculture Canada. University of Guelph, 135 pp.
- Kachanoski, R. G.; Carter M. R. (1999): Landscape position and soil redistribution under three soil types and land use practices in Prince Edward Island. In: Soil & Tillage Research 51, S. 211-217.
- Karl, U. (1983): Zur standortkundlichen Charakteristik und Typisierung von lehmigen Kuppenstandorten auf den Moränen des Jungpleistozäns im Tiefland der DDR. - Diss. - Berlin. AdL d. DDR.

- Kiburys, B. (1997): The effect of mechanical soil erosion on the harvest of oat and perennial grass. In: Tillage Translocation & Tillage Erosion. Symposium Handbook. An International Symposium at the 52nd SWCS Annual Conference, Toronto, Canada.
- Kiburys, B.; Jankaskas, B. (1997): The extent and relative importance of tillage erosion as cause of accelerated soil erosion on hilly landscape. In: Tillage Translocation & Tillage Erosion. Symposium Handbook. An International Symposium at the 52nd SWCS Annual Conference, Toronto, Canada.
- Kirkby, M. J. (1971): Hillslope process response models based on the continuity equation. Institut of British Geographers Special Publication, 3, S. 331-344.
- Kopp, D.; Hannemann, M.; Obrikat, D.; Will, W. (1984): Interpretation forstlicher Bodenkarten hinsichtlich der terrestrischen γ -Dosierleistung. Report SAAS-319.
- Kosmas, C.; Gerontidis, S.; Mrathianou, M.; Detsis, B.; Zafiriou, T.; van Muysen, W. (2001): The effects of tillage displaced soil on soil properties and whet biomass. In: Soil and Tillage Research, 58, 31-44.
- Kouwenhoven, J. K.; Terpstra, R. (1970): Mixing and sorting of granules by tines. In: Journal of agricultural engineering research, 15, S. 129-147.
- Kouwenhoven, J. K.; Terpstra, R. (1973): Mixing of glass spheres by tines. In: Journal of agricultural engineering research, 18, S. 321-332.
- Kronfeld- Goharani, U.; Neuneck, G. (2002): Die schleichende Verseuchung der arktischen Region. In: Jahrbuch Ökologie. IV. Umweltpolitikgeschichte. www.jahrbuch-oekologie.de
- Kruse-Irmer, S.; Giani, L. (2003): Vertical distribution and bioavailability of ¹³⁷Cs in organic and mineral soils. In: J. Plant Nutr. Soil Sci. 2003, 166, S. 635-641.
- Kuntze, H. et al. (1990): Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind. – Unveröff. Projektber. an das BMFT.
- Lehmann, R.; Kopp, D.; Hannemann, M. (1986): Derivation of maps of the terrestrial gamma background from forest site maps and maps of natural regions types. 18th International Symposium, Radiation Protection Physics, Bad Schandau-Ostrau, 03.-07. February 1986.
- Lemme, G. D.; Lindstrom, M. J.; Schumacher, T. E. (1997): Soil diagnostic properties and soil series modifications resultant from tillage translocation. In: Tillage Translocation & Tillage Erosion. Symposium Handbook. An International Symposium at the 52nd SWCS Annual Conference, Toronto, Canada.
- Leser, H. (1997): Landschaftsökologie. Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung. Mit einem Beitrag zum Prozeß-Korrelation-Systemmodell von Thomas Mosimann. Verl. Eugen Ulmer. Stuttgart. 4. Aufl..
- Leser, H.; Prasuhn, V.; Schaub, D. (1998): Bodenerosion und Landschaftshaushalt. In: Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Hrsg. Richter, G., Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S. 95-109.
- Li, Y.; Frielinghaus, M.; Govers, G.; van Oost, K.; Bork, H. R.; Friedland, E. M.; Schäfer, H. (1999): Spatial and temporal variations of tillage erosion at moraine catena in NE Germany. In: Tillage Erosion and Tillage Translocation. Abstracts. 2nd International Symposium, Leuven, Belgium, S. 42.
- Lieberoth, I. (1982): Bodenkunde. - Berlin. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, 431 S.
- Lieberoth, I.; Dunkelgod, P. et al. (1983): Auswertungsrichtlinien MMK Stand 1983. - FZB Müncheberg. AdL d. DDR.
- Lindstrom, M. J.; Nelson, W. W.; Schumacher, T. E.; Lemme, G. D. (1990): Soil movement by tillage as affected by slope. In: Soil & Tillage Research 17, 255-264.
- Lindstrom, M. J.; Nelson, W. W.; Schumacher, T. E. (1992): Quantifying tillage erosion rates due to moldboard plowing. In: Soil & Tillage Research 24, S. 243-255.

- Lindstrom, M. J.; Schumacher, T. E.; Lemme G. D. (1997): Soil movement by tillage as influenced by variations in slope gradients. In: Tillage Translocation & Tillage Erosion. Symposium Handbook. An International Symposium at the 52nd SWCS Annual Conference, Toronto, Canada.
- Lindstrom, M. J. Schumacher, J. A.; Schumacher, T. E. (2000): TEP: A Tillage Erosion Prediction model to calculate soil translocation rates from tillage. In: Journal of Soil and Water Conservation Bd. 55, S. 105-108.
- Lindstrom, M. J. (2002): Description and process of tillage erosion. In: Encyclopedia of Soil Science, S. 1324-1326.
- Livens, F. R.; Baxter, M. S. (1988): Particle size and radionuclide levels in some west Cumbrian soils. In: Sci. Total Environ. 70, S. 1-17.
- Lobb, D. A.; Kachanoski, R. G.; Miller, M. H. (1995): Tillage translocation and tillage erosion on shoulder slope landscape positions measured using ¹³⁷Cs as a tracer. In: Can. J. Soil Sci. 75, S. 211-218.
- Lobb, D. A.; Aspinall, J. D. (1997): Best management practices to reduce tillage erosion. In: Tillage Translocation & Tillage Erosion. Symposium Handbook. An International Symposium at the 52nd SWCS Annual Conference, Toronto, Canada.
- Lobb, D. A. (1998): Tillage translocation and tillage erosion in the complex upland landscape of southwestern Ontario. Ph. D. Thesis. University of Guelph, Guelph, 143 pp.
- Lobb, D. A.; Kachanoski, R. G.; Miller, M. H. (1999a): Tillage translocation and tillage erosion in the complex upland landscapes of southwestern Ontario, Canada. In: Soil & Tillage Research 51, S. 189-209.
- Lobb, D. A.; Kachanowski, J. D. (1999b): Modelling tillage erosion in the topographically complex landscape of southwestern Ontario, Canada. In: Soil & Tillage Research 51, S. 261-277.
- Lobb, D. A.; Kachanowski, J. D. (1999c): Modelling tillage translocation using step, linear-plateau and exponential functions. In: Soil & Tillage Research 51, S. 317-330.
- Lobb, D. A.; Lindstrom, M. J.; Quine, T. A.; Govers, G. (2000): Tillage at the Threshold of the 21st Century: New Direction in Response to Tillage Translocation and Tillage Erosion. 15th Conference of the International Soil Tillage Research Organization 2.-7.7.2000, Texas, CD.
- Lobb, D. A. (2002): Measurement techniques of tillage erosion. In: Encyclopedia of Soil Science. S. 1327-1329
- Mace, A. G. (1984): Measurement and control of tillage erosion in the Palouse. Amer. Soc. Agric. Eng. (ASAE) Student Paper, Pacific Northwest Region, pp. 14.
- Madl, W. (1999): Estimating soil loss by wind for the marchfeld region using the wind erosion prediction system (WEPS). (Berich, unveröffentlicht).
- Marcinek, J. (1973): Das Tiefland der DDR. Gotha, VEB Herrmann HAACK.
- Martz, L. W.; de Jong, E. (1987): Using caesium-137 to assess the variability of net soil erosion and its association with topography in a Canadian Prairie landscape. In: Catena, 14, S. 439-451.
- Mc Cool, D. K.; Montgomery, J. A.; Busacca, A. J.; Frazier, B. E. (1996): Soil degradation by tillage movement. Paper, presented at the 9th Conference of the International Soil Conservation Organisation, Bonn, August 1996.
- Mech, S. J.; Free, G. A. (1942): Movement of soil during tillage operations. In: Agric. Eng. 23, S. 379-382.
- Melnitchouck, A.; Hodson, M. (2004): Genotype x environment interaction in the uptake of Cs and Sr from soils by plants. In: J. Plant Nutr. and Soil Sci. 1/2004, S. 72-78.
- Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen, Kap. IV.1.4 „Gammaspektrometrische Bestimmung ausgewählter natürlicher Radionuklide“. Herausgeber: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Urban & Fischer Verlag, München Jena.

- Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen, Verfahren zur gammaspektrometrischen Bestimmung der spezifischen Aktivität von Radionukliden in Bodenproben (Stand 28.02.2003), K- γ -BODEN-SPEKT-01. Herausgeber: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Urban & Fischer Verlag, München Jena.
- Meyer, L. D.; Foster, G. R.; Nicholov, S. (1975): Effect of flow rate and canopy on rill erosion. In: Transactions of the ASAE, 18, S. 905-911.
- Mitchell, J. K.; Bubenzer, G. R. D.; McHenry, J. R.; Ritchie, J. C. (1980): Soil loss estimation from fallout caesium-137 measurements. In: Assessment of Erosion (ed. M. DeBoodt & D. Gabriels). Wiley, Chichester, UK. S. 393-401.
- Montgomery, J. A.; McCool, D. K.; Busacca, A. J.; Frazier, B. E. (1999): Quantifying tillage translocation and deposition rates due to moldboard plowing in the Palouse region of the Pacific Northwest, USA. In: Soil & Tillage Research 51, S. 175-188.
- Müller, U., Degen, C.; Jürging, C. (1992): Niedersächsisches Bodeninformationssystem (NIBIS). Dokumentation zur Methodenbank. 5. überarbeitete Auflage, Hannover.
- Nyssen, J.; Poesen, J.; Haile, M.; Moeyersons, J.; Deckers, J. (2000): Tillage erosion on slopes with soil conservation structures in the Ethiopian highlands. In: Soil & Tillage Research 57, S. 115-127.
- Pegoyev, A. N.; Fridman, Sh. D. (1978): Vertical profiles of caesium-137 in soils (translocation). In: Pochvovedeniye 8. S. 77-81.
- Poesen, J.; van Wesemael, B.; Govers, G.; Martinez-Dernandez, J.; Desmet, P.; Vandaele, K.; Degraer, G. (1997): Patterns of rock fragment cover generated by tillage erosion. In: Geomorphology 18, S. 183-197.
- Quine, T. A. (1989): Use of a simple model to estimate rates of soil erosion from caesium-137 data. In: J. Water. Resources, 8, S. 54-81.
- Quine, T. A.; Walling, D. E. (1991): Rates of soil erosion on arable fields in Britain: quantitative data from caesium-137 measurement. In: Soil Use and Manage. 7, 169-176.
- Quine, T. A.; Walling, D. E. (1993): Use of caesium-137 measurements to investigate relationship between erosion rates and topography. In: Thomas D. S. G.; Allison, R. J. (Eds.), Landscape Sensitivity, Wiley, Chichester, pp. 31-48.
- Quine, T. A.; Demet, P. J.; Govers, G.; Vandaele, K.; Walling D. E. (1994): A comparison of the role of tillage and water erosion in landform development and sediment export on agricultural land near Leuven, Belgium. In: IAHS Publ., 224, S. 77-86.
- Quine, T. A.; Walling, D. E.; Govers, G. (1996): Simulation of Radiocaesium Redistribution on Cultivated Hillslopes using a Mass-Balance-Model: An Aid to Process Interpretation and Erosion Rate Estimation. In: Advances in Hillslope Processes, Volume 1. Edited by M. G. Anderson and S. M. Brooks. John Wiley & Sons Ltd., S. 561-588.
- Quine, T. A.; Walling, D. E.; Zhang, X. X. (1999): Tillage erosion, water erosion and soil quality on cultivated terraces near Xifeng in the Loess Plateau, China. In: Land. Dev. 10, S. 251-274.
- Ratzke, U.; Stang, E.; Weinert, R. (1980): Die natürlichen Standortbedingungen der Pflanzenproduktion im Bezirk Neubrandenburg. Wissenschaftliches Zentrum für Land- und Nahrungsgüterwirtschaft des Rates des Bezirkes Neubrandenburg. Hohenzieritz: Wissenschaftliches Zentrum für Land- und Nahrungsgüterwirtschaft des Rates des Bezirkes Neubrandenburg, 1980. - 96 S.: Ill. (farb.), Tab. + 1 Beil.
- Ratzke, U.; Frielinghaus, Mo. (1992): Berücksichtigung von Wassererosionsfolgen in der Bodenschätzung. In: Mitt. Dt. Bodenk. Gesellschaft 67, S. 261 –264.
- Renger, M.; Wessolek, G.; Kaschanian, B. (1986): Ausbreitung und Akkumulation von Radionukliden in Böden. TU-Forschung-Aktuell, Sonderheft Tschernobyl, 11-13.

- Reuter, G. (1976): Gelände- und Laborpraktikum der Bodenkunde. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin.
- Revel, J. C.; Guiresse, M.; Coste, N.; Cavalie, J.; Costes, J. L. (1993): Erosion hydrique et entrainement mecanique des terres par les outils dans les coteaux du sud-ouest de la France. La necessite d'etablir un bilan avant toute mesure anti-erosive. In: Wicherek, S. (Ed.). Farm Land Erosion: in Temperate Plains Environment and Hills. Elsevier, Amsterdam, pp. 551-562.
- Richter, G. (1965): Bodenerosion, Schäden und gefährdete Gebiete in der BRD. - Gutachten im Auftrage des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.- Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. Bad Godesberg. Selbstverlag. (1965).
- Richter, G. (1998a): Bodenerosion und Kulturlandschaft. In: Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Hrsg. Richter, G., Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S. 83-94.
- Richter, G. (1998b): Bodenerosion durch Wasser. In: Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Hrsg. Richter, G., Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S. 43-50.
- Ritchie, J. C.; Spraberry, J. A.; McHenry, J. R. (1974): Estimating soil erosion from the redistribution of fallout caesium-137. In: Soil Science Society of America Proceedings, 38(1), 137-139.
- Ritchie, A. S.; McHenry, J. R. (1975): Fallout Cs-137: a tool in conservation research. In: Journal of Soil and Water Conservation, 30, 283-286.
- Ritchie, J. C.; McHenry, J. R. (1990): Application of radioactive fallout caesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns. In: J. Environ. Qual. 19, S. 215-233.
- Rogowski, A. S.; Tamura, T. (1965): Movement of ¹³⁷Cs by runoff, erosion and infiltration on the alluvial Captina silt loam. In: Health Physics 11, 1333-1340
- Roth, C.H. (1996): Physikalische Ursachen der Wassererosion. In: H.-P. Blume et al.: Handbuch der Bodenkunde. Landsberg/Lech. ecomed. Kapitel 6.3.1.1.
- Röver, B. (2004): Historischer Landschaftswandel der Uckermark am Beispiel der Gemarkung Dedelow. Diplomarbeit - eingereicht an der Fachhochschule Eberswalde.
- Schäfer, W.; Neemann, H.; Kruse, B. (1991): Bodenerosion durch Wind. Bericht über Landwirtsch., Sonderheft 205, Bd. 3.
- Schaub, D. (1989): Die Bodenerosion im Lössgebiet des Hochrheintales (Möhliner Feld/Schweiz) als Faktor des Landschaftshaushaltes und der Landwirtschaft. Physiogeographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie, 13, 1-228.
- Schkade, U.; Behrend, K.; Winnige, B. (2004): Bestimmung des Gehaltes an Cäsium-137 und natürlichen Radionukliden in Bodenproben aus der Umgebung von Basedow (Uckermark) (Teil I). Interner Bericht des Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Berlin.
- Schkade, U.; Behrend, K.; Winnige, B. (2005): Bestimmung des Gehaltes an Cäsium-137 und natürlichen Radionukliden in Bodenproben aus der Umgebung von Holzendorf (Uckermark) (Teil II). Interner Bericht des Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Berlin.
- Schkade, U.; Behrend, K.; Winnige, B. (2006): Bestimmung des Gehaltes an Cäsium-137 und natürlichen Radionukliden in Bodenproben aus der Umgebung von Augustenfelde (Uckermark) (Teil III). Interner Bericht des Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Berlin.
- Schmidt, I. (1980): Flächenwasserhaushalt von Hohlformen im Grundmoränengebiet und Kennzeichnung von Standorteinheiten der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK). In: Arch. f. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde. Berlin, Akademie-Verlag, 24 (1980) 7, S. 393-401.

- Schmidt, J.; v. Werner, M.; Michael, A. (1996): Erosion 2D/3D - Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Sächsisches Landesamt für Landwirtschaft, Dresden, Bd. 1.
- Schmidt, R. (1982): Die Struktur der Bodendecke der Grundmoränengebiete der DDR. In: Petermanns Geographische Mitteilungen, VEB Hermann Haack, Geographisch-Kartographische Anstalt Gotha. 126 (1982) 3, S.153-170.
- Schmidt, R. (1986): Catena-Typen der Bodengesellschaften der D-Standorte. Forschungsbericht Gesetzmäßigkeiten der arealen Verteilung und der Variabilität von Bodenparametern. - Müncheberg. Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit, 160 S.
- Schuller, P.; Walling, D. E.; Sepulveda, A.; Trumper, R. E.; Rouanet, J. L.; Pino, I.; Castillo, A. (2004): Use of ¹³⁷ Cs measurements to estimate changes in soil erosion rates associated with changes in soil management practices on cultivated land. In: Applied Radiation and Isotopes, Volume 60, Issue 5, S. 759-766.
- Schumacher, T. E.; Lindstrom, M. J.; Schumacher, J. A.; Lemme, G. D. (1999): Modeling spatial variation in productivity due to tillage and water erosion. In: Soil & Tillage Research 51, S. 331-339.
- Schumacher, T. E. (2002): Properties and productivity of soil. In: Encyclopedia of Soil Science. S. 1052-1054.
- Schultze, J. H. (1952): Die Bodenerosion in Thüringen. Verl. Justus-Perthes Gotha, 186 S.
- Schulz, R. K.; Overstreet, R.; Barshad, I. (1960): On the soil chemistry of Caesium 137. In: Soil Science 89, S. 16-27.
- Schulz, R. K. (1965): Soil chemistry of radionuclides. In: Health Physics Pergamon Press 11, S. 1317-1324.
- Semmel, A. (1987): Geomorphologie als Hilfsmittel der Bodenkartierung. In: Mitt. Dt. Bodenkd. Ges. 43/II, S.789-794.
- Schwertmann, U.; Vogl, W.; Kainz, M. et al. (1987): Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart, 64 S.
- Schwertmann, U.; Vogl, W.; Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Sharifat, K.; Kushwaha, R. K., Reed, W. B. (1994): Soil translocation by tillage tools. Paper No. 941047 of the ASAE.
- Sharifat, K.; Kushwaha, R. K. (1997): Soil translocation with tillage-a physical model. In: Tillage Translocation & Tillage Erosion. Symposium Handbook. An International Symposium at the 52nd SWCS Annual Conference, Toronto, Canada.
- Squire, H. M.; Middleton, L. J. (1966): Behaviour of ¹³⁷ Cs in soils and pasture – a long term experiment. In: Radiation Botany, 6, 413-423.
- Staatliches Amt für Atomsicherheit und Strahlenschutz Report (1989): Die Auswirkungen des Unfalls im sowjetischen KKW Tschernobyl auf dem Territorium der DDR im Jahre 1988. SAAS -353 E.
- Stahr, K., Stasch, D.(1992): Kriterienkatalog zur Ausweisung von Bodenschutzgebieten mit den Kriterien „natürliche Fruchtbarkeit“, „Empfindlichkeit“ und „besonders schützenswerte Böden“. - Abschlußbericht zum Werkvertrag i.A. der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Staricka, J. A.; Burford, P. M.; Allmaras, R. R.; Nelson, W. W. (1990): Tracing the vertical distribution of simulated shattered seeds as related to tillage. In: Agronomy Journal, 82, S. 1131-1134.
- Staricka, J. A.; Allmaras, R. R.; Nelson, W. W. (1991): Spatial variation of crop residue incorporated by tillage. In: Soil Science Society of America Journal, 55, S. 1668-1674.
- Sutherland, R. A. (1992): Caesium-137 estimates of erosion in agricultural areas. In: Hydrol. Process. 6, 215-225.

- Tamura, T.; Jacobs, D. G. (1960): Structural implications in cesium sorption. In: *Health Physics* Pergamon Press 2, 391-398.
- Tamura, T. (1964): Selective sorption of caesium with soil minerals. In: *Nuclear Safety* 5, 262-268
- Thamm, B.; Heymann, H.-C. (1984): Methodische Grundlagen zur Identifizierung und Ausgrenzung standortbedingter Ertragsdifferenzierungen mittels Luftbild. Promotionsarbeit - eingereicht an der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der Deutschen Demokratischen Republik, Bereich Pflanzenproduktion, 253 S.
- Thapa, B. B.; Cassel, D. K. (1999): Ridge tillage and contour natural grass barrier strips reduce tillage erosion. In: *Soil & Tillage Research* 51, S. 341-356.
- Telfair, D.; Luetzelschwab, J. (1963): Penetration of fallout fission products in an Indiana soil. In: *Science* 138, 829-830.
- Tiessen, K.; Mehuys, G.; Lobb, D.; McKyes, E. (2006): Tillage Translocation and Tillage Erosion in Intensive Potato Production Systems of New Brunswick, Canada. International Soil Tillage Research Organisation 17th Triennial Conference – Kiel, Germany, CD.
- Tomas, P. M. P. P. (1992): Estudo da erosão hídrica em solos agrícolas. Aplicação à região Sul de Portugal. Tese de mestrado. Instituto Superior técnico, 186 pp.
- Turkelboom, F.; Poesen, J.; Ohler, I.; Van Keer, K.; Ongprasert, S.; Vlassak, K. (1997): Assessment of tillage erosion rates on steep slopes in northern Thailand. In: *Catena* 29, S. 29-44.
- Turkelboom, F.; Poesen, J.; Ohler, I.; Ongprasert, S. (1999): Reassessment of tillage erosion rates by manual tillage on steep slopes in northern Thailand. In: *Soil & Tillage Research* 51, S. 233-244.
- Umwelt Lexikon. www.umweltlexikon-online.de
- Van Muysen, W.; Govers, G. (1997): Guidelines for the set up and execution of Tillage Erosion Experiments. TERON DOCUMENTATION. Working Document nr. LEG-1.
- Van Muysen, W.; Govers, G.; Bergkamp, G.; Roxo, M.; Poesen, J. (1999): Measurement and modelling of the effects of initial soil conditions and slope gradient on soil translocation by tillage. In: *Soil & Tillage Research* 51, S. 303-316.
- Van Muysen, W.; Govers, G.; Van Oost, K. (2000): Controlling factors in the process of tillage erosion: the effect of tillage depth, tillage speed and soil condition on tillage erosivity. Istro 2000, CD.
- Van Oost, K.; Govers, G.; Van Muysen, K.; Quine, T. A. (2000): Modelling translocation and dispersion of soil constituents by tillage on sloping land. In: *Soil Science Society of America Journal* 64, S. 1733-1739.
- Van Oost, K.; Van Muysen, W.; Govers, G.; Heckrath, G.; Quine, T. A.; Poesen, J. (2003): Simulation of the redistribution of soil by tillage on complex topographies. In: *European Journal of Soil Science*, 54, 63-76.
- Van Oost, K.; Govers, G.; Quine, T. A.; Heckrath, G.; Olesen, J. E.; De Gryze, S.; Merckx, R. (2005): Landscape-scale modelling of carbon cycling under the impact of soil redistribution: the role of tillage erosion. In: *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 19, GB4014.
- Vanden Berghe, I.; Gulinck, H. (1987): Fallout ¹³⁷Cs as tracers for soil mobility in the landscape framework of the Belgian loamy region. In: *Pedologie*, 37, S. 5-20.
- Veseth, R. (1985): Erosion impacts on the Palouse misunderstood. *Conservation Tillage Handbook Series No. 1*. Pacific Northwest Extension Publication, Chap. 1, 2.
- Veseth, R. (1986): Tillage erosion – changing landscape and productivity. *Conservation Tillage Handbook Series No. 4*. Pacific Northwest Extension Publication, Chap. 1, 2.
- Walling, D. E.; Quine, T. A. (1990): Use of caesium-137 to Investigate Patterns and Rates of Soil Erosion on Arable Fields. In: *Soil Erosion on Agricultural Land* (eds J. Boardman, I. D. L. Forster & J. A. Dearing), John Wiley, Chichester, S. 33-53.

- Walling, D. E.; Quine, T. A. (1990a): Calibration of caesium-137 measurements to provide quantitative erosion rate data. In: *Land Degrad. Rehabil.*, 2, S. 161-175.
- Walling, D. E.; Quine, T. A. (1991): The use of ¹³⁷Cs measurements to investigate soil erosion on arable fields in the UK: potential applications and limitations. In: *Journal of Soil Science* 42, S. 147-165.
- Walling, D. E.; Quine, T. A. (1992): The use of caesium-137 measurements in soil erosion surveys. In: Bogen, J.; Walling, D. E.; Day, T. (Eds.), *Erosion and Sediment Monitoring Programmes in River Basin* (Proceedings of the Oslo Symposium, August 1992), IAHS Publication No. 210, S. 143-152.
- Walling, D. E.; Quine, T. A. (1993): Use of caesium-137 as a tracer of erosion and sedimentation: Handbook for the application of the caesium-137 technique. University of Exeter, UK.
- Walling, D. E.; He, Q. (1997): Models for Converting ¹³⁷Cs Measurements to Estimates of Soil Redistribution Rates on Cultivated and Uncultivated Soils. A Contribution to the IAEA Coordinated Research Programmes on Soil Erosion (D1.50.05) and Sedimentation (F3.10.01).
- Willgosse, G.; Bras, R. L.; Rodriguez-Iturbe, I. (1991): A coupled channel network growth and hillslope evolution model I. Theory. In: *Water Resources Research* 27, S. 1671-1684.
- Wischmeier, W. H.; Smith, D. D. (1978): Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. U. S. department of agriculture, agriculture handbook no. 537, Washington, D. C.
- Wise, S. M. (1980): Caesium-137 and lead-210: a review of techniques and some applications in geomorphology, pp. 109-127. In: R. A. Cullingford, D. A. Davidson, J. Lewin (eds.) *Timescales in Geomorphology*, John Wiley & Sons, Chichester.
- Yatsukhno, V. (1997): Tillage erosion as a factor of soil degradation in hill moraine agrolandscapes. In: *Tillage Translocation & Tillage Erosion. Symposium Handbook. An International Symposium at the 52nd SWCS Annual Conference, Toronto, Canada.*
- Yorston, R. M.; Gaffney, V. L.; Reynolds, P. J. (1990): Simulation of artifact movement due to cultivation. In: *Journal of Archaeological Science* 17, S. 67-83.
- Zhang, J. H.; Lobb, D. A.; Li, Y.; Liu, G. C. (2004): Assessment of tillage translocation and tillage erosion by hoeing on the steep land in hilly areas of Sichuan, China. In: *Soil & Tillage Research* 75, S. 99-107.
- Zhang, X. B.; Higgitt, D. L.; Walling, D. E. (1990a): The use of fallout radionuclide in soil erosion investigations. In: *Nuclear Techniques in Soil-Plant Studies for Sustainable Agriculture and Environmental Preservation*. IAEA Publ. ST1/PUB/947, S. 597-619.
- Zhang, X. B.; Higgitt, D. L.; Walling, D. E. (1990b): A preliminary assessment of the potential for using caesium-137 to estimate rates of soil erosion in the Loess Plateau of China. In: *Hydrol. Sci. J.* 35, S. 267-276.

Verzeichnis der Abkürzungen

ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
Ap-Horizont	A-Horizont, durch regelmäßige Bearbeitung geprägt, Ackerkrume
BfS	Budensamt für Strahlenschutz
CO ₃ -C	Karbonatisch gebundener Kohlenstoff
Corg	Organischer Kohlenstoff
Cs-137	Cäsium-137
Ct	Gesamtkohlenstoff
CT	Catenatyp
D1a	Sickerwasserbestimmt Sande
D2a	Sickerwasserbestimmte Sande und Sande mit Tieflehm
D3a	Sickerwasserbestimmte Tieflehme und Sande
D3b	Grundwasser- und staunässebestimmte Sande und Tieflehme
D5a	Sickerwasserbestimmte Lehme und Tieflehme
D5b	Staunässe- und / oder grundwasserbestimmte Lehme und Tieflehme
FAT	Feinanteil
fS	Feinsand
fU	Feinschluff
gesS	Sand gesamt
gesU	Schluff gesamt
GPS	Global Positioning System (Globales Positionssystem)
gS	Grobsand
gU	Grobschluff
HF	Hangfuß
HW	Hochwert
K-40	Kalium-40
KAK	Kationenaustauschkapazität
L _d	Länge der untersuchten Parzelle
Ls4	stark sandiger Lehm
Lts	sandig-toniger Lehm
M-B-M	Masse-Bilanz-Modell
MHA	Mittelhang
Mo2b	Tiefgründige Torfmoore
mS	Mittelsand
mU	Mittelschluff
MW	Mittelwert
Nd	Niederschlag
OBS	Organische Bodensubstanz
OHA	Oberhang
Pb-210	Blei-210
Ra-226	Radium-226
Ra-228	Radium-228
RF	Referenzfläche
RKCP-Faktoren	Faktoren der Regenerosität, Bodenerosität, Bodenbedeckung, Antierosionsmaßnahmen
RW	Rechtswert

Sl2	schwach lehmiger Sand
Sl3	mittel lehmiger Sand
Sl4	stark lehmiger Sand
So-Futterroggen	Sommerfutterroggen
Sr	Strontium
Ss	reiner Sand
St2	schwach toniger Sand
STABW	Standardabweichung
Su2	schwach schluffiger Sand
T	Ton
Th-232	Thorium-232
TM	Trockenmasse
U-238	Uran-238
UHA	Unterhang
Us	sandiger Schluff
USLE	Universal Soil Loss Equation
VK	Variationskoeffizient
WEPP	Water Erosion Prediction Project

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Einflussfaktoren der Bearbeitungserosion.....	11
Tab. 2: Umfang der Wasser- und Bearbeitungserosion in verschiedenen Regionen.....	12
Tab. 3: Cs-137-Aufnahme verschiedener Fruchtarten	16
Tab. 4: Tracer zur Bestimmung der Bodenbewegung (Auszug aus einer Zusammenstellung von VAN MUYSSEN ET AL., 1997).....	20
Tab. 5: Modelle zur Bestimmung der Gesamtbodenverlagerung sowie der Verlagerung durch Bearbeitungserosion	21
Tab. 6: Standortdaten für die Untersuchungsflächen	29
Tab. 7: Nutzung der Untersuchungsflächen seit 1826.....	30
Tab. 8: Beschreibung der Untersuchungsstandorte	31
Tab. 9: Standortbeschreibung des Feldversuches	34
Tab. 10: Probenahme zur Bestimmung der Cäsium-137-Aktivität.....	35
Tab. 11: Angaben zu den untersuchten Streifen.....	39
Tab. 12: Modelle zur Bestimmung der Bodenneuverteilungsrate.....	39
Tab. 13: Boden- und Werkzeugparameter bei der Bearbeitung mit der Scheibenegge B 493 (3 m Arbeitsbreite).....	40
Tab. 14: Bearbeitungsverlagerungsentfernung und Tracerwiederfindungsrate bei der Bearbeitung mit der Scheibenegge.....	41
Tab. 15: Bodentransport- und Bearbeitungserosionsrate bei der Bearbeitung mit der Scheibenegge hangab- und –aufwärts an unterschiedlichen Hanggradienten	44
Tab. 16: Nettobodenverlagerungs- und Bearbeitungserosionsrate an den einzelnen Hangpositionen bei der Bearbeitung mit der Scheibenegge	44
Tab. 17: Boden- und Werkzeugparameter bei der Bearbeitung mit dem Lembken Grubber Smaragd 9/300 (3 m Arbeitsbreite).....	45
Tab. 18: Bearbeitungsverlagerungsentfernung und Tracerwiederfindungsrate bei der Bearbeitung mit dem Grubber.....	45
Tab. 19: Bodentransport- und Bearbeitungserosionsrate bei der Bearbeitung mit dem Grubber hangab- und –aufwärts an unterschiedlichen Hanggradienten.....	48
Tab. 20: Nettobodenverlagerungs- und Bearbeitungserosionsrate an den einzelnen Hangpositionen bei der Bearbeitung mit dem Grubber	48
Tab. 21: Boden- und Werkzeugparameter bei der Bearbeitung mit dem Scharbeetpflug B 125 (1,05 m Arbeitsbreite).....	49
Tab. 22: Bearbeitungsverlagerungsentfernung und Tracerwiederfindungsrate bei der Bearbeitung mit dem Pflug	49

Tab. 23: Bodentransport- und Bearbeitungserosionsrate für die Bearbeitung mit dem Pflug hangab- und –aufwärts an unterschiedlichen Hanggradienten.....	52
Tab. 24: Nettobodenverlagerungs- und Bearbeitungserosionsrate an den einzelnen Hangpositionen bei der Bearbeitung mit dem Pflug	52
Tab. 25: Vergleich der Kennwerte der einzelnen Bearbeitungsgeräte unterteilt nach der Bearbeitungsrichtung (Mittelwerte der drei Messungen am Hang)	54
Tab. 26: Bodenverlagerung durch Bearbeitungswerkzeuge beim Pflügen, Grubbern und Scheiben im Versuch.....	56
Tab. 27: Bodentransportraten im Feldversuch Müncheberg im Vergleich mit Daten aus der Literatur	59
Tab. 28: Nettobodenverlagerung an den untersuchten Hangpositionen im Feldversuch Müncheberg	60
Tab. 29: Bearbeitungserosionsraten im Feldversuch Müncheberg im Vergleich mit Daten aus der Literatur	60
Tab. 30: Risikoklassen der Bearbeitungserosion.....	61
Tab. 31: k-Werte abgeleitet aus den eigenen Untersuchungen und ausgewählten Beispielen aus der Literatur	63
Tab. 32: Mittelwert der Körnungsarten der Bearbeitungsschicht und der darunter gelegenen Schichten – Standort Basedow.....	64
Tab. 33: Mittelwert der Körnungsarten der Bearbeitungsschicht und der darunter gelegenen Schichten – Standort Holzendorf	66
Tab. 34: Mittelwert der Körnungsarten der Bearbeitungsschicht und der darunter gelegenen Schichten – Standort Augustenfelde.....	68
Tab. 35: Gemessene spezifische Cäsium-137-Aktivitäten ausgewählter Profile am Hang und berechnete Cäsium-137-Gehalte am Standort Müncheberg	83
Tab. 36: Spezifische Oberflächen der Kornfraktionen.....	91
Tab. 37: Ergebnisse des t-Tests ($\alpha=5\%$) zur Ermittlung der Massentiefe	92
Tab. 38: Monatssummen erosiver Niederschläge im Zeitraum 1992-2004 (außer 1994)	92
Tab. 39: Bodenneuverteilungsraten am Standort Basedow (berechnet mit unterschiedlichen Modellen)	94
Tab. 40: Bodenneuverteilungsraten am Standort Holzendorf (berechnet mit unterschiedlichen Modellen)	97
Tab. 41: Bodenneuverteilungsraten am Standort Augustenfelde (berechnet mit unterschiedlichen Modellen)	99
Tab. 42: Vergleich der Modellrechnungen der Masse-Bilanz-Modelle 2 und 3.....	102
Tab. 43: Mittelwerte der Pflugtiefen und Lagerungsdichten der untersuchten Standorte.....	105
Tab. 44: Bodenneuverteilungsraten infolge von Wassererosion berechnet mit dem Masse-Bilanz-Modell 3 (M-B-M 3) und dem Wassererosionsmodell E3D.....	107

Tab. 45: Zusammenstellung der Untersuchungsergebnisse der Cäsium-137-Messungen für die einzelnen Standorte sowie deren statistische Auswertung	108
Tab. 46: Bodenneuverteilung der einzelnen Standorte (berechnet mit den Masse-Bilanz-Modellen 2 und 3)	111
Tab. 47: Nettobodenabträge verschiedener Standorte	112
Tab. 48: Überwiegend am Hang ablaufende Bodenverlagerungsprozesse der ausgewählten Standorte	113
Tab. 49: Bodenverlagerungen infolge von Bearbeitungserosion	114
Tab. 50: Unterschiede zwischen Bearbeitungs- und Wassererosion mit signifikantem Einfluss auf die Simulation der Cs-137-Neuverteilung (AUS QUINE ET AL., 1996)	116
Tab. 51: Berechnung der Bodenneuverteilungsraten mit dem Masse-Bilanz-Modell 2 auf der Grundlage der Mittelwerte (MW) des Abtrags und Auftrags für zwei Hangabschnitte in Basedow im Vergleich zu den Ergebnissen der Modellrechnung bei Eingabe der Cs-137-Flächenaktivitäten für jeden Probenahmepunkt	117

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Glaziale Gürtel und naturräumliche Haupteinheiten des norddeutschen Tieflandes aus JANETZKO U. SCHMIDT (1996)	6
Abb. 2: Vereinfachte Darstellung der Bearbeitungserosion in reliefierten Landschaften (Bearbeitung hangauf- und -abwärts) (nach LOBB ET AL., 2000)	11
Abb. 3: Jahressummen der mit dem Fallout abgelagerten Radioaktivität für das Gebiet der ehemaligen DDR (Grundlage SAAS Bericht 353, Teil E).....	14
Abb. 4: Die Grundlage der Cs-137-Technik für die Untersuchung der Erosion und Akkumulation (nach WALLING U. QUINE, 1990).....	18
Abb. 5: Versuchsfläche Müncheberg	34
Abb. 6: Versuchsanlage zur Bestimmung der Transportrate ausgewählter Bearbeitungswerkzeuge (Skizze).....	36
Abb. 7: Flächennivellements der bearbeiteten Streifen	38
Abb. 8: Verlagerung der Tracer nach der Bearbeitung mit der Scheibenegge (hangauf- und -abwärts).....	41
Abb. 9: Relative Höhe und Bodenverlagerung für die Bearbeitung mit der Scheibenegge hangauf- und –abwärts	42
Abb. 10: Mittlere Verlagerungsentfernung in Beziehung zum Hanggradienten (negative Hanggradienten-Bearbeitung hangabwärts, positive Hanggradienten-Bearbeitung hangaufwärts) - Scheibenegge	43
Abb. 11: Verlagerung der Tracer nach der Bearbeitung mit dem Grubber (hangauf- und -abwärts).....	46
Abb. 12: Relative Höhe und Bodenverlagerung für die Bearbeitung mit dem Grubber hangauf- und –abwärts	46
Abb. 13: Mittlere Verlagerungsentfernung in Beziehung zum Hanggradienten (negative Hanggradienten-Bearbeitung hangabwärts, positive Hanggradienten-Bearbeitung hangaufwärts) - Grubber	47
Abb. 14: Verlagerung der Tracer nach der Bearbeitung mit dem Pflug (hangauf- und -abwärts).....	50
Abb. 15: Relative Höhe und Bodenverlagerung für die Bearbeitung mit dem Pflug hangauf- und –abwärts	50
Abb. 16: Mittlere Verlagerungsentfernung in Beziehung zum Hanggradienten (negative Hanggradienten-Bearbeitung hangabwärts, positive Hanggradienten-Bearbeitung hangaufwärts) - Pflug	51
Abb. 17: Vergleich der Versuchskennwerte für die Werkzeuge Scheibenegge, Grubber und Pflug – Mittelwert der Bearbeitung hangab- und –aufwärts	53
Abb. 18: Beziehung der mittleren Verlagerungsentfernung zum Hanggradienten der untersuchten Werkzeuge im Vergleich mit Ergebnissen aus der Literatur.....	57
Abb. 19: Schluff- und Tongehalt (0-30 cm) am Transekt Basedow	65

Abb. 20: Kohlenstoffgehalte am Transekt Basedow	65
Abb. 21: Schluff- und Tongehalt (0-30 cm) am Transekt Holzendorf.....	66
Abb. 22: Kohlenstoffgehalte am Transekt Holzendorf.....	67
Abb. 23: Schluff- und Tongehalt (0-30 cm) am Transekt Augustenfelde	68
Abb. 24: Kohlenstoffgehalte am Transekt Augustenfelde	68
Abb. 25: Schluff- und Tongehalt des Ap-Horizontes am Transekt Müncheberg	69
Abb. 26: Kohlenstoffgehalte am Transekt Müncheberg	70
Abb. 27: Tiefenverteilung des Cäsium-137 in den Referenzflächen (RF) am Standort Basedow	72
Abb. 28: Tiefenverteilung der spezifischen Cäsium-137-Aktivität der Profile auf der Ackerfläche – Standort Basedow	73
Abb. 29: Cs-137-Gesamtflächenaktivität der einzelnen Profile am Transekt.....	74
Abb. 30: Tiefenverteilung des Cäsium in den Referenzflächen (RF) am Standort Holzendorf	75
Abb. 31: Tiefenverteilung der spezifischen Cäsium-137-Aktivität der Profile auf der Ackerfläche – Standort Holzendorf.....	76
Abb. 32: Tiefenverteilung des Cäsium-137 in den Referenzflächen (RF) am Standort Augustenfelde	78
Abb. 33: Tiefenverteilung der spezifischen Cäsium-137-Aktivität der Profile auf der Ackerfläche – Standort Augustenfelde	79
Abb. 34: Tiefenverteilung der spezifischen Cäsium-137-Aktivität am Profil 10 und Zuordnung der Profilsprache im Feld	80
Abb. 35: Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität der Profile – Standort Augustenfelde	81
Abb. 36: Tiefenverteilung des Cäsium in den Referenzflächen (RF) am Standort Müncheberg	81
Abb. 37: Tiefenverteilung der spezifischen Cäsium-137-Aktivität am Profil 4 (Oberhang).....	82
Abb. 38: Tiefenverteilung der spezifischen Cäsium-137-Aktivität am Profil 14 (Hangfuß)	82
Abb. 39: Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität der Profile – Standort Müncheberg	83
Abb. 40: Gegenüberstellung der Beziehung zwischen K-40 und Ra-228 in Bodenproben der untersuchten Hangcatenen und Proben aus weichsel-zeitlichen und weichsel- saalezeitlichen Substraten nordischer Herkunft (LEHMANN ET AL., 1986)	85
Abb. 41: Gegenüberstellung der Beziehung zwischen K-40 und Ra-226 in Bodenproben der untersuchten Hangcatenen und Proben aus weichsel-zeitlichen und weichsel- saalezeitlichen Substraten nordischer Herkunft (LEHMANN ET AL., 1986)	85
Abb. 42: Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität der Profile auf dem Acker und den Referenzflächen am Standort Basedow	86
Abb. 43: Ab- und Auftragsbereiche entlang des Transektes Basedow.....	87

Abb. 44: Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität der Profile auf dem Acker und den Referenzflächen am Standort Holzendorf.....	88
Abb. 45: Ab- und Auftragsbereiche entlang des Transektes Holzendorf	88
Abb. 46: Cäsium-137-Gesamtflächenaktivität der Profile auf dem Acker und den Referenzflächen am Standort Augustenfelde	89
Abb. 47: Ab- und Auftragsbereiche entlang des Transektes Augustenfelde.....	90
Abb. 48: Einteilung des Hangtransektes Basedow in Teilabschnitte entsprechend der Fließrichtung des Wassers.....	94
Abb. 49: Bodenneuverteilungsraten infolge von Bearbeitungs- und Wassererosion - Standort Basedow	96
Abb. 50: Teiltransekt Holzendorf	97
Abb. 51: Bodenneuverteilungsraten infolge von Bearbeitungs- und Wassererosion an den Profilpunkten 6-13 - Standort Holzendorf	98
Abb. 52: Bodenneuverteilungsraten infolge von Bearbeitungs- und Wassererosion -Standort Augustenfelde	100
Abb. 53: Bodenneuverteilungsraten berechnet mit den getesteten Modellen.....	101
Abb. 54: Beziehung zwischen dem Cs-137-Verlust (Rückstand in %) und dem Gesamtbodenverlust.....	103
Abb. 55: Verhältnis der Bodenneuverteilung infolge von Bearbeitungs- und Wassererosion – Standort Müncheberg (Untersuchungszeitraum 1954-1982)	114